

## **Miljøvurderinger af projekter**

internationalt og nationalt

Schroll, Henning

*Publication date:*  
1994

*Citation for published version (APA):*  
Schroll, H. (1994). *Miljøvurderinger af projekter: internationalt og nationalt*. Roskilde Universitet. Forskningsrapportserien Nr. 27

### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain.
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal.

### **Take down policy**

If you believe that this document breaches copyright please contact [rucforsk@kb.dk](mailto:rucforsk@kb.dk) providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

# MILJØVURDERINGER AF PROJEKTER - INTERNATIONALT OG NATIONALT

AF: HENNING SCHROLL



FORSKNINGSRAPPORTSERIEN NR. 27.

JUNI 1994.

INSTITUT FOR MILJØ, TEKNOLOGI OG SAMFUND  
ROSKILDE UNIVERSITETCENTER  
TEK-SAM - FORLAGET

## MILJØVURDERING AF PROJEKTER - INTERNATIONALT OG NATIONALT.

Arbejdspapiret er samling af fire artikler, der handler om procedurer og metoder til at vurdere planlagte projekters påvirkninger af miljøet.

DEL I giver en oversigt over internationale erfaringer med EIA (Environmental Impact Assessment) og gennemgår screeningprocedurer og EIS (Environmental Impact Statement)

DEL II beskriver den danske miljøgodkendelsesprocedure efter kapitel 5 i lov om miljøbeskyttelse. Miljøvurderingens omfang belyses i forhold til en ideel miljøvurdering.

DEL III gennemgår implementeringen af EIA direktivet i dansk miljøregulering, dvs proceduren for VVM (Vurdering af Virkninger Miljøet). VVM procedurens omfang belyses i forhold til en ideel miljøvurdering.

DEL IV diskuterer miljøbegreber og økologiske metoder i forbindelse med miljøvurderinger.

# MILJØVURDERINGER AF PROJEKTER - INTERNATIONALT OG NATIONALT.

En artikel samling af  
Lektor Henning Schroll.  
April 1994

## INDLEDNING TIL MATERIALESAMLINGEN.

Miljøvurderinger går ud på at forudse, hvad der vil ske i fremtiden, og det er jo som bekendt en umulig opgave. Alligevel er der en lang række forudsætninger og informationer, der har vist sig nyttige for at kvalificere bedømmelsen af et projekt, og disse forudsætninger er beskrevet i miljøvurderingsystemer.

Miljøvurderingssystemet EIA (Environmental Impact Assessment) er udviklet i USA i 1969, og EIA er en væsentlig del af det amerikanske miljøplanlægningssystem. Det amerikanske EIA system er gennem årene udbredt til mange lande i verden, og systemet bruges i internationale organisationer som World Bank, Asian Development Bank og og andre dele af UN systemet.

Generelt er EIA en procedure, som skal forudse væsentlige skadelige miljøeffekter ved et planlagt projekt. Forudsigelserne skal give grundlag for indgreb og procedurer, som skal reducere eller eliminere disse miljøproblemer. En EIA i sig selv godkender eller forkaster ikke et nyt projekt. EIA er eet af et antal redskaber, som beslutningstagerne - politikerne - kan rekvirere i et forsøg på at foretage en så god beslutning som muligt og sætte passende vilkår for projekt implementeringen. Brugt korrekt med fuld offentlighed er EIA et stærkt redskab til at regulere skadelige effekter af udviklingen. EIA kan opfattes som en administrativ procedure for beslutninger, der skal føre frem til den optimale løsning. Ikke nødvendigvis den optimale løsning i økologisk forstand, men som et planlægningsredskab til at forlige flest muligt modstridende interesser i forhold til et konkret større projekt.

EIA procedurer findes i mange forskellige udformninger, men det er muligt at pege på fællestræk i målsætningerne for EIA:

- Det drejer sig om at eliminere negative påvirkninger af et projekt.

- Der skal peges på passende alternative til projektet og anvendes andre afværgeforanstaltninger.

- Offentligheden skal inddrages.

- De forskellige involverede myndigheder skal samarbejde om at vurdere projektet.

- Der skal være passende overvågning og kontrol.

Disse fem områder vil være fællestræk i de fleste miljøvurderinger.

EIA proceduren er også nået til Danmark. I 1985 vedtog EF et EIA-Direktiv, og i 1989 blev det implementeret i Danmark. EIA systemet er lagt ind i det danske miljøreguleringssystem (Kapitel 5 godkendelser), der har udviklet sig gennem 20 år.

En række forhold vedrørende miljøvurderinger vil blive uddybet i denne artikelsamling, som består af fire dele. Jeg har valgt denne præsentations form, som en forløbige løsning på et behov blandt projektgrupper og studerende ved TEK-SAM instituttet for at afklare begrebet miljøvurdering og det lovgivningsmæssige grundlag for miljøvurderinger.

Artiklerne supplerer hinanden, men de kan læses hver for sig. Det betyder, at der er visse gentagelser, som den ihærdige læser må bære over med.

DEL I har til formål, at introducere til internationale EIA erfaringer. Hovedstrukturen i EIA gennemgås med vægten lagt på screeningprocedurer og EIS (Environmental Impact Statement, også betegnet en "fuld EIA"). Erfaringer og metoder for EIS beskrives for de enkelte trin.

DEL II beskriver den danske miljøgodkendelses procedure efter kapitel 5 i lov om miljøbeskyttelse. Disse regler har eksisteret siden 1974, og de spiller stadig en væsentlig rolle i miljøreguleringen. Miljøvurderingens omfang belyses i forhold til en ideel miljøvurdering. Lovgrundlaget gennemgås, og udviklingen kommenteres.

DEL III gennemgår implementeringen af EIA direktivet i dansk miljøregulering, dvs proceduren for VVM (Vurderinger af Virkninger på Miljøet). VVM procedurens omfang belyses i forhold til en ideel miljøvurdering.

DEL IV diskuterer miljøbegreber og økologiske metoder i forbindelse med miljøvurderinger.

#### **INDHOLDSFORTEGNELSE.**

<b>Side 4</b>	<b>DEL I : INTERNATIONALE EIA PROCEDURER</b>
	INITIAL SCREENING
	DETAILED SCREENING
	ENVIRONMENTAL IMPACT STATEMENT (EIS)
	APPROVAL
<b>Side 17</b>	REFERENCER TIL INTERNATIONALE EIA PROCEDURER
<b>Side 19</b>	<b>DEL II : KAPITEL 5 MILJØVURDERINGSPROCEDURE I DANMARK</b>
	KAPITEL 5 GODKENDELSER
<b>Side 40</b>	REFERENCER TIL KAPITEL 5 GODKENDELSER
<b>Side 42</b>	<b>DEL III : VVM PROCEDUREN I DANMARK</b>
<b>Side 57</b>	REFERENCER TIL VVM PROCEDUREN
<b>Side 59</b>	<b>DEL IV : METODER ANVENDT I MILJØVURDERINGER</b>
	BÆREDYGTIGHED OG DANSK MILJØREGULERING
	ØKOLOGISKE METODER I DANSK MILJØREGULERING
	BEGREBERNE PROJEKT OG NATUR
	METODER ANVENDT I MILJØFORUDSIGELSER
	ØKOLOGISKE PRINCIPPER OG METODER
	VURDERINGSPERSPEKTIVER MED ØKOLOGISKE METODER
<b>Side 82</b>	REFERENCER TIL DEL IV

## DEL I : INTERNATIONALE EIA PROCEDURER.

Når et større projekt bliver foreslået, og det kan forventes, at der vil være væsentlige miljøpåvirkninger, så vil der i mange lande og organisationer blive gennemført en miljøvurdering. Behovet for at miljøvurdere nye aktiviteter og forudse skadevirkninger er generelt over hele verden. Det er også typisk, at forslagstilleren lægger et betydeligt pres på de myndigheder, der har ansvaret for miljøvurderingerne. Miljøvurderingerne må ikke forsinke projektet og de må ikke koste for mange penge.

I forsøget på at undgå forsinkelser og reducere omkostninger er EIA typisk tæt koblet til projektets udvikling fra løsere plan til detailbeskrevet (feasibility) projekt, se tabel I,1. Til de enkelte trin i projektudviklingen er EIA proceduren knyttet med en række trin, der kan grupperes i; Initial Screening, Detailed Screening, Environmental Impact Statement (EIS) og Approval.

I tabel I,1 er en række landes og organisationers EIA processer indført i den skitserede ramme. Beskrivelsen af de enkelte EIA processer er naturligvis langt mere detaljeret, og for yderligere informationer må jeg henvise til teksten og de angivne referencer. Her vil jeg gennemgå EIA processens trin og give nogle eksempler på, hvordan EIA processen fungerer.

TABEL I.1. SUMMARY OF PROJECT DEVELOPMENT AND EIA PROCEDURES IN SELECTED COUNTRIES AND ORGANIZATIONS.

PROJECT	IDENTIFICATION		PRE-APPRAISAL	FEASIBILITY		APPRAISAL
ENVIRONMENTAL IMPACT PROCEDURE EIA	INITIAL SCREENING		DETAILED SCREENING	ENVIRONMENTAL IMPACT STATEMENT. EIS		APPROVAL
	LIST	CRITERIA		MADE BY	PUBLIC HEARING	
EEC-DIRECTIVE (1985)	YES	YES		PROPO-NENT	YES	COMPETENT AUTHORITY
DENMARK (1989)	YES	NO		MAINLY REGIONAL COUNCIL	YES	REGIONAL COUNCIL OR THE E. MINISTER
NORWAY (1993)	YES	YES		PROPO-NENT	YES	"FAGDEPARTEMENT"
SWEDEN (1993)	YES	NO		PROPO-NENT	NO	"FAGMYNDIGHED"
CANADA (1991) FEDERAL SYSTEM.	NO	YES	A PANEL MAKES GUIDE LINES FOR THE EIS	PROPO-NENT & PANEL	YES	THE ENVIRONMENTAL MINISTER
CALIFORNIA (1991) (CEQA)	YES NEGATIVE	YES	AN INITIAL STUDY. A NEGATIVE DECLARATION (PUBLIC HEARING)	PROPO-NENT. DRAFT EIR.	NO	THE LEAD AGENCY
WORLD BANK (1992)	NO	YES		BORROWER	NO	WB STAFF
ASIAN DEVELOPMENT BANK	NO	YES	INITIAL E. EXAMINATION	BORROWER	NO	ADB STAFF



## INITIAL SCREENING

Formålet med det første trin i EIA processen (se tabel I,1) er at få sorteret de nye projekter, så de, der forurener i acceptabelt omfang, kan godkendes umiddelbart, mens forurenende aktiviteter underkastes yderligere undersøgelser.

Der er to principielle måder, denne sortering kan ske på. Sorteringen kan for det første ske ud fra en liste, hvor de miljøvurderingspligtige aktiviteter er angivet. Står aktiviteten på listen, vil den skulle underkastes den fulde EIA proces. Ofte vil der til listens aktiviteter være knyttet nogle størrelseskriterier, der skal være opfyldt, inden miljøvurderingen skal gennemføres. Er aktiviteten på listen, og opfyldes de angivne kriterier, skal en fuld EIA gennemføres.

Den anden sorteringsmåde bygger på, at der foregår en individuel vurdering, dvs en screening af nye projekter, og ud fra en række fastlagte kriterier bestemmes, om projektet er så væsentligt forurenende, at det skal gennemgå en fuld EIA. Man kan lade alle projekter, der feks kommer til en bestemt myndighed underkaste en screening, eller man kan lave lister over projekttyper, der skal gennemgå en screening. Kun individuelt identificerede projekter skal gennemgå en fuld EIA.

Den Californiske miljølov er interessant i screeningssammenhæng, idet den fastslår, at alle offentlige og private projekter er omfattet af loven, undtagen dem der udtrykkeligt er undtaget i loven, f.eks fængsler og militære anlæg (California EQA, 1991). Det er betydningen af den i tabel I.1 nævnte negative liste.

Initial screening som den udføres i Verdensbanken opdeler projekterne i kategorier.

- A - Projekter med væsentlige miljøpåvirkninger f. eks. industrianlæg. Projekter i kategori A skal gennemgå en EIS (se senere).
- B - Projekter med specifikke miljøpåvirkninger, som kan afhjælpes med velkendte metoder kan f.eks være

vandforsyning eller vindmølleprojekter. Projekter i kategori B underkastes en "Detailed screening". En detaljeret screening kan føre til, at der alligevel skal laves en EIS på projektet.

- C - Projekter som sandsynligvis ikke har væsentlige miljøpåvirkninger f. eks. undervisningsprogrammer og familieplanlægning. Projekter i kategori C kan realiseres. (World Bank 1991a & World Bank 1991b)

## DETAILED SCREENING.

"Detailed screening" (DS) kan defineres som en systematisk procedure, der identificerer, beskriver og vurderer de miljømæssige og socioøkonomiske virkninger af et projekt. En sådan vurdering bruges typisk i situationer, hvor projektet giver anledning til miljøpåvirkninger, som kan afhjælpes med velkendte virkemidler. Når myndighederne skønner, at ændringer af projektet og bestemte rensningsforanstaltninger kan resultere i en acceptabel forurening, kan projektet godkendes.

Det californiske EIA system har en speciel screeningprocedure (se tabel I,1). Alle projekter, der ikke er undtaget i loven, skal gennemgå en miljøvurderingsprocedure. Et såkaldt "Initial study" afgør, om der er væsentlige påvirkninger knyttet til projektet. Findes der ingen miljøpåvirkninger af betydning udsteder myndighederne en negative deklaration (Neg.Dec.), og den underkastes en offentlig høring, der afgør, om projektet kan udføres. Er der væsentlige miljøpåvirkninger, laver forslagsstilleren en foreløbig rapport "Environmental Impact Report (EIR)", som sendes til relevante myndigheder for kommentarer. Baseret på disse kommentarer færdiggør forslagstilleren sin EIR, og den bliver så vurderet af den ansvarlige myndighed (Lead Agency) med henblik på godkendelse. (Schroll 1992)

En detaljeret screening (DS) bruges ofte som en økonomisering i forhold til den ressourcetunge EIS, og DS kaldes også en hurtig EIA (Rapid EIA). Detaljeret screening bruges mest i udviklingslande.

For at kunne vurdere et stort antal projekter tager myndighederne mange steder checklister i brug.

"Checklists are very common in the screening proces. Checklists can be project-based and list those features of a project that can give rise to significant environmental impacts. Other check lists focus on aspects of the environment which are potential highly sensitive to the project.

Checklists can be "general", relating to all types of projects within a general category or sector and/or all types of environment pertaining to such projects. By contrast, "specific" checklists are those designed for a particular project and the location.

Common types of checklists are;

- Matrices, which are often constructed from a pair of checklists, one relating to the characteristics of the project and the other to the characteristics of the environment. Such two-dimensionsal checklists are good at encouraging a thorough approach to the assessment process. On the other hand, they make it easy to overlook cumulative effects due to the effects of synergy.
- Network diagrams represent an attempt to overcome this limitation. In principal, a network is a matrice with sub-systems, through which the transmission of impacts along environmental pathways may be traced. The magnitude and complexity and magnitude of a network may make it difficult to use on a manual basis.
- Cause-effect diagrams utilize the complexity of networks, but present it in a simpler and more disaggregated form. Each characteristic of a project is seperately analysed and a cause-effect framework is presented in a diagram.
- Computer simulation models contain cause-effect analyses as well as criteria by which identification of significante impacts is to be determined. Computer simulation models can

play an important role in the screening process, but they have not yet been widely used.

Checklists represent the accumulated experience of many experts. Thus, they can play an important part in the process of screening. Checklists are helpful, but the danger is that this type of tool may be used too mechanically and significans may be ignored.

(Schroll 1994)

## ENVIRONMENTAL IMPACT STATEMENT (EIS).

Som et resultat af en miljøvurdering vil der som regel være krav om en rapport, der kan kaldes EIS (Environmetal Impact Statement) eller som i Californien EIR (Environmetal Impact Report) (se tabel I,1). Det kan være forslagsstilleren eller myndighederne, der udarbejder miljøvurderingsrapporten, og offentligheden kan have varieret indflydelse uarbejdelsen af rapporten.

EIS processen er opbygget af en række trin, og som regel indeholder en EIS følgende trin.

### PROJEKT OG PROCESBESKRIVELSE.

Dette punkt omfatter en præsentation af det foreslåede projekt og en teknisk gennemgang, der omfatter en detaljeret beskrivelse af emissioner af rå og hjælpestoffer. Ud fra det skitserede projekt og anvendelsen af rå- og hjælpestoffer beregnes udledninger til luft og vand. Det kan for eksempel være trafik emissioner til luft.

I et tilfælde med et kraftværk i USA er der lavet en meget detaljeret flow over stoffer båret med vand i produktionsprocesserne (FPLC 1991).

## **SCOPINGPROCES.**

Scopingproces af et projekt består i en beskrivelse af, hvordan de potentielle miljøproblemer er blevet identificeret, og hvilke der er underkastet en nærmere undersøgelse. I USA er scoping institutionaliseret, og den ansvarlige myndighed henvender sig et bredt spektrum af fagfolk og interessenter for at indhente viden om alle potentielle miljøproblemer. Henvendelse rettes til regeringskontorer, fagkontorer, interesseorganisationer og naboer til projektet. Disse institutioner og personer fremfører på baggrund af viden og bekymring en række punkter, de mener, skal undersøges nøjere. Erfaringer viser, at en lang række velkvalificerede spørgsmål bliver rejst, når personer med særligt lokalkendskab, særinteresser eller indsigt i projekttypen bliver involveret.

Scoping skal ske på et tidligt tidspunkt i projektforberedelsen, og den ansvarlige for EIS skal forholde sig til de rejste problemer. Da ikke alt undersøges, vil der være problemstillinger, som afvises, men det er så en pointe, at afvisninger skal begrundes.

I Californien er det ikke et krav, at der holdes offentlige scopingmøder, men det anbefales. (CEQA 1991)

## **BESKRIVELSE AF LOKALITETEN.**

For at kunne forudsige fremtidige påvirkninger er det nødvendigt at kende baggrundsværdier (base-line). Base-line vilkår er også sådanne, som forventes at eksistere i fremtiden uden det nye projekt. Gennem naturlig succession og antropogene påvirkninger ændres nuværende miljø baggrundsværdier, og det kan ofte være af betydning for det nye projekt. Fremskrivning af baggrundsværdier er en vigtig del af beskrivelsen af lokaliteten.

En redegørelse for eksisterende miljøvilkår kan være en langvaring, kompleks og tidsforbrugende proces, og det er ofte vanskeligt at færdiggøre tilfredsstillende base-line undersøgelse.

Til beskrivelse af lokaliteten anvendes en lang række metoder overvejende af naturvidenskabelig oprindelse. Hovedformålet er at få fastlagt et baggrundsniveau for at vurdere kommende ændringer.

Typiske metoder, der bliver taget i anvendelse i konkrete EIS'er, er registreringer af planter og dyr i området i en valgt afstand fra aktiviteten. Afhængig af økosystemtype registreres organismer, i nogle tilfælde udføres egentlige undersøgelser i forhold til miljøvurderingen. I de fleste tilfælde udnyttes tidligere undersøgelser i området. I amerikanske og canadiske biologiske baggrundsbeskrivelser bruges naturorganisationer ofte til at værdisætte områdets naturværdier. Især fugle i træksituationer får en betydelig plads i vurderingen af et projekt. Sjældne arter er ligeledes en ofte anvendt parameter, der er med til at overskueliggøre naturbaggrundens kompleksitet. Trues sjældne arter, er det et vigtigt argument mod et projekt.

Geologiske metoder anvendes hyppigt til karakteristik af et område. Geotekniske borerer kan sammen med geologisk kortlægning fastlægge grundvandsressourcer. Den geologiske kortlægning kan være af mere generel karakter.

Baggrundsværdier for luftkvalitet afhænger normalt af, om et eksisterende målenet er tilgængeligt indenfor en passende afstand. Det er sjældent, at der indenfor et projekts tidsrammer er mulighed for at lave særlige målinger.

Feltstudier af vindforhold kræver langtidsmålinger, og man vil ofte bruge tilgængelige data fra nærliggende målestationer eller materiale af generel karakter.

Data om overfladevandkvaliteten kan indsamles, men omfattende målinger over en vækstsæson er ønskelige, og det kan sjældent nås indenfor projektets rammer.

I en canadisk EIS er gamle luftfoto anvendt til at karakterisere påvirkningen af vegetationen ved en udvidelse af et havneanlæg. Den eksisterende havns indflydelse på vegetationen er forsøgt

anvendt til at vurdere virkningerne af en havneudvidelse. (National Harbour Board 1979)

#### **FORUDSIGELSE AF VIRKNINGER PÅ MENNESKER OG OMGIVENDE ØKOSYSTEMER.**

Det er en væsentlig del af et EIS studie, at forudse virkninger af den planlagte aktivitet på mennesker og økosystemer.

Velkendte gener eller miljøproblemer vurderes på baggrund af erfaringer fra andre steder. Støj fra en motorvej er en velkendt gene, og med et givet antal biler er det muligt at foretage beregninger af støj. Den endelige fastlæggelse af en fremtidig belastning kræver særlige beregninger i forhold til trafikens art, naboer, landskabets struktur mv.. Særlige målinger af den eksisterende støj eller af støj fra tilsvarende aktiviteter vil give større pålidelighed end modelforudsigelser.

Risikoanalyser er metoder, der tages i anvendelse for at forudsige virkningerne af aktiviteten. Risikoanalyserne bygger på akkumulerede erfaringer omkring specielle aktiviteter og anlæg. Risikoanalysen bygger dels på sandsynligheden for udslip og risikoen for mennesker. Indenfor olie og gas produktion udgør scenarier for "blow out" en metodemæssig fremgangsmåde, der er beslægtet med risikovurderinger.

Viden om et stofs generelle toksicitet kan anvendes til at forudsige effekter, hvis det samme stof skal udledes i forbindelse med et kommende projekt. Ofte vil disse stofudledninger være reguleret gennem vejledende grænseværdier i anden lovgivning.

Stoflige emissioner giver et bidrag til immissionerne. Immissionskoncentrationsbidraget til den omgivende luft og vandområder kan beregnes med modeller.

I en række tilfælde er der opbygget specielle hydrauliske modeller, der kan udsige noget om de forventede virkninger af projektet. Modellerne kan opbygges, så de har betydelig ud-

sagnskraft i den konkrete sag, såfremt der er tilstrækkelige data. Strømmodeller bruges til at forudsige sedimentspredning, spredning af tungmetaller ved udgravninger og iltforhold.

#### **SOCIO-ØKONOMISKE VIRKNINGER.**

Socio-økonomiske overvejelser bygger på metodiske undersøgelser omkring beskæftigelsesmæssige virkninger, vækstskabende virkninger, virkninger på ejendomspriser, m.v..

Økonomiske konsekvensanalyser og modeller kan kortlægge de økonomiske fordele/ulemper ved projektet på lokalt, regionalt og nationalt niveau herunder påvirkninger af produktions- og infrastruktur.

I USA stilles som et krav til EIS proceduren, at denne omfatter en socio-økonomisk vurdering. Den californiske miljølov pålægger direkte, at de socio-økonomiske effekter af projektet beskrives, og at beslutningstageren afvejer fordelene ved et foreslået projekt imod dets uundgåelige miljømæssige risici. (CEQA 1991)

#### **ÆSTETISKE OVERVEJELSER.**

Æstetiske overvejelser, ofte i forhold til landskab, foregår som regel på baggrund af foto og tegninger og en udvælgelse af den bedste løsning.

#### **ALTERNATIVER.**

Udvælgelsen af den rette lokalitet til et bestemt formål kan ske med kriterier og ranking efter mere eller mindre raffinerede metoder.

Undersøgelsen af alternativer til beliggenhed til foreslåede projekter virker hyppigt meget sporadiske. Alternativer er beskrevet i summarisk form, og det er ud fra EIS'erne meget



vanskeligt at vurdere alternativerne miljømæssigt.

Det hænger til dels sammen med, at EIS'erne beskriver resultatet af et forløb, hvor alternativerne er blevet overvejet undervejs og forkastet eller indarbejdet i det endelige forslag.

Teknologi alternativer i form af renere teknologi m.v. er sjældent beskrevet i EIS'erne.

#### **FORANSTALTNINGER TIL AT NEDBRINGE SKADELIGE VIRKNINGER.**

"Mitigating measures" er et begreb, der omfatter alle de afhjælpende virkemidler, som kan forhindre, reducere eller kompensere for væsentlige påvirkninger på miljøet.

Afhjælpende virkemidler kan være renseanlæg, kompensations afgravninger, erstatningsøkosystemer med videre.

#### **KOBLING TIL ANDEN LOVGIVNING.**

Selv om en EIS er en vurdering af den enkeltstående aktivitets virkninger på miljøet, er det ikke en proces, der foregår isoleret. Der er i alle lande tale om, at aktiviteten skal godkendes eller være i overensstemmelse med mere generelle eller overordnede planer og retningslinier.

Den danske by- og landzoneplanlægning fastlægger zoner for urbanisering og bebyggelse i tilknytning til ikke-landbrugsmæssige aktiviteter. En sådan lovgivning er enestående for Danmark. Den betyder, at det i Danmark er relativt enkelt at prioritere en bestemt udviklingsproces for de fastlagte zoningsbestemmelser.

I USA og Canada må en aktivitet behæftes med en række restriktive foranstaltninger for at undgå uønskede følgevirkninger.

Ved et olieindvindingsprojekt i Canada skulle en olierørledning føres mange hundrede km fra nord til syd. Langs olieledningen lå flere uudnyttede oliefelter, som kunne blive rentable, når

olietransport fra feltet blev mulig gennem tilslutning til den nye ledning. Myndighederne ønskede ikke disse felter udnyttet, og derfor blev det et vilkår i EIS godkendelsen, at den planlagte rørledning reduceredes fra 100 cm til 40 cm i diameter, så der ikke blev "plads" til nye olieudvindinger. Når der ikke er en arealplanlægning, der kan forhindre de uønskede aktiviteter, må restriktionerne indbygges i det enkelte projekt. Var der blevet bygget en olieledning med kapacitet til yderligere transport, kunne tilslutning fra nye olieindvindingsområder ikke forhindres. (Beaufort 1984)

Samme indirekte midler blev taget i brug i Californien ved etablering af en losseplads i et øde og tørt område, hvor der ikke ønskedes private boliger. Der skulle lægges en lang vandrørledning til lossepladsen, og det blev det et krav i EIS'en, at vandforsyningen skulle ske med u-drikkeligt vand. Kun på den måde kunne det forhindres, at nye boligområder skød op langs vandrørledningen. (March Canyon 1990)

#### **FORUDGÅENDE OFFENTLIGHED OG FORMIDLING AF REDEGØRELSE TIL IKKE TEKNISKE MÅLGRUPPER.**

Offentlig deltagelse er generelt accepteret som en integreret del af EIS processen. Sammenhængende interesseanalyser kan foretages for de grupper, som kan blive berørt af et projekt f.eks. i tilfælde, hvor projektet berører specielle befolkningsgrupper. Dette er sket ved omfattende studier af canadiske indianersamfunds situation. (Schroll 92)

Et ikke-teknisk resume af EIS rapporten udarbejdes normalt til offentligheden.

Konsultationer med berørte befolkningsgrupper og lokale "Non governmental Organizations (NGO)" kan foregå på forskellig måde. Spørgeskemaer eller interviews kan være nyttige instrumenter for at få informationer om lokale demografiske og sociale forhold.

Offentlige høringer såkaldte "Panels" er en vigtig del af den federale EIA procedure i Canada (se tabel I,1). Panelet får et mandat fra miljøministeren, som også udpeger medlemmerne af panelet - ofte pensionerede embedsmænd og universitetsansatte. Panelet arrangerer offentlige høringer og laver vejledning til forslagstilleren, om hvorledes EIS'en skal udarbejdes. Panelet kan rekvirere nye undersøgelser hvis det er utilfreds med den fremsendte information. Panelet er rådgivende, og miljøministeren træffer den afgørende beslutning. (Schroll 1992)

Tidsfrister skal sikre, at EIS processen ikke trækker ud i det uendelige. I USA og Canada er der fastsat nøje tidsrammer for hvert enkelt trin i processen, hvorimod det i Danmark er overladt til myndighederne i hvert enkelt tilfælde at fastlægge rammerne.

#### TILSYN OG KONTROL

Program for egenkontrol og stikprøver er indirekte medvirkende til at nedbringe skadevirkninger. I Danmark er der veludviklede traditioner for at føre kontrol, mens det ikke er tilfældet i USA. Industrien skal overholde gældende standarder, som de defineres i f.eks Clean Water Act og Clean Air Act. Det er virksomhedernes forpligtigelse, at de ikke foretager sig noget ulovligt. Kontrollen er sparsom, men opdages overtrædelser, straffes de strengt ved domstolene. Systemet bygger på, at det ikke skal kunne betale sig at overtræde miljølovgivningen.

#### APPROVAL.

Myndighederne godkender EIS'en. (se tabel I,1)

Når det drejer sig om donor organisationer, godkender ledelsen projekterne, men i disse år arbejdes der på at udstyre modtagerlandet med ressourcer, så der også kan ske en national EIA godkendelse.

Forslagstilleren er ansvarlig for de oplysninger, der er nødvendige for EIA processen og til udarbejdelse af en EIS. Ofte

er der et samspil, hvor myndighederne stiller yderligere krav om oplysninger til forslagstilleren.

## REFERENCER TIL INTERNATIONALE EIA PROCEDURER.

Andersson, M. et al 1991. "Vurdering af Virkninger på Miljøet - et beslutningsgrundlag." Videnscenter for Miljøvurdering & VVM-Videnscenter. Notat til Planstyrelsen.

Beaufort, 1984. "Beaufort Sea Hydrocarbon Production and Transportation".

CEQA, 1991. "CALIFORNIA ENVIRONMENTAL QUALITY ACT as amended January 1".

Elling, B. & Schroll, H. & Andersson, M. 1991. "A Review of the Implementation of Directive 85/337/EEC. Member state Annex: Denmark". University of Manchester. Manchester

FEARO, 1980. "Environmental Assessment Panels - What they are - What they do". Federal Environmental Assessment Review Office. The Federal Environmental Assessment and Review Process. Canada.

European Bank for Reconstruction and Development 1992. "Environmental Procedures". 49 pp.

FEARO, 1985. "Environmental Assessment Panels, Procedures and Rules for Public Meetings". Federal Environmental Assessment Review Office. The Federal Environmental Assessment and Review Process. Canada.

FEARO, 1986. "Initial Assessment Guide". Federal Environmental Assessment Review Office. The Federal Environmental Assessment and Review Process. Canada.

FEARO, 1987. "The Federal Environmental Assessment and Review Process". Federal Environmental Assessment Review Office. Canada.

FEARO 1991. "Publications september 1991". Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO). Information Canada.

FPLC, 1991. "Florida Power & Light Company Martin Coal Gasification/Combined Cycle Project".

CEARC (Canadian Environmental Assessment Research Council): The Assessment of Cumulative Effects: A Research Prospectus. Hull, 1988.

GCEQA, 1991. "GUIDELINES for CALIFORNIA ENVIRONMENTAL QUALITY ACT as amended January 1".

Manchester 1991. "Søgning over EIS fra EIA Centre Manchester". Department of Planning And Landscape, University of Manchester.

March Canyon, 1990. "March Canyon Sanitary Landfill".

Miljøstyrelsen 1991. "Redegørelse om risikobetonede virksomheder" Nr 23 Udarbejdet af Miljøstyrelsen og Institute for Technical System Analysis.

National Harbour Board, 1979. "Robert Bank Port Expansion".

REGULATIONS For Implementing The Procedural Provisions Of The NATIONAL ENVIRONMENTAL POLICY ACT. Reprint 40 GFR Parts 1500-1508 (as of July 1, 1986). Council of Environmental Quality. Washington.

Rådets Direktiv nr 337, 1985. "Om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet". Rådet for de Europæiske Fællesskaber.

Schroll, H. & Elling, B., 1992. "Miljøvurderings systemer i USA, Canada og Danmark". (Intern rapport)

Schroll, H., 1994. "Methodologies of Environmental Impact Assessment". EIA Bioenergy Environmental Impact Seminar. Proceedings (In press)

Statsministeriets cirkulære 1993. "Cirkulære om bemærkninger til lovforslag og andre regeringsforslag". 5 pp

Videnscenter for Miljøvurdering 1991. "Omfanget af den formelle danske opfyldelse af betingelserne i direktivet" Roskilde Universitetscenter. Notat.

Visit in USA and Canada, 1991. EIA-Centre, Roskilde University 1991. Type writed 10 pp.

World Bank 1991a. "Environmental Assessment Sourcebook: Vol 1: Policies, Procedures, and Cross-Sectoral Issues". Technical Paper Number 139. Environment Department Washington. 228 pp.

World Bank, 1991b. "Environmental Assessment". Operational Directive OD 4.01.

## **DEL II : KAPITEL 5 MILJØVURDERINGS- PROCEDURE I DANMARK.**

Miljøvurderingssystemet for projekter har udviklet sig i Danmark siden begyndelsen af 70'erne. Centralt for virksomhedsgodkendelser var det såkaldte kapitel 5 system, der blev beskrevet i lov om miljøbeskyttelse. Kapitel 5 systemet spiller stadig en væsentlig rolle for den danske miljøvurdering, og dette system vil blive behandlet i det følgende.

For at overskueliggøre et omfattende materiale er der udvalgt en række elementer, der er væsentlige for en ideel miljøvurdering. Elementerne er sammensat ud fra erfaringer fra internationale EIA procedurer (jvf DEL I) og projekt miljøvurderingssystemerne i Danmark. Miljøvurderingssystemer er VVM procedure, kapitel 5 godkendelsessystemet og delvis branchebekendtgørelser. En oversigt er fremstillet i tabel II.1.

**TABEL II.1 : OVERSIGT OVER MILJØVURDERINGS SYSTEMER I DANMARK SET I RELATION TIL ELEMENTERNE I EN IDEEL MILJØVURDERING, 1994.**

ELEMENTER I EN IDEEL MILJØVURDERING.	VVM	KAP 5	BR. BEK.	SEK-TOR REG.
PROJEKT OG PROCESBESKRIVELSE	X	X	X	
SCOPINGPROCES				
BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	X			X
FORUDSIGELSE AF VIRKNINGER PÅ MENNESKER OG OMGIVENDE ØKOSYSTEMER	X			X
SOCIO-ØKONOMISKE VIRKNINGER				
ÆSTETISKE VIRKNINGER	X			
ALTERNATIVER	X			
RENERE TEKNOLOGI		X		
FORANSTALTNINGER TIL AT NEDBRINGE SKADELIGE VIRKNINGER	X	X	X	
KOBLING TIL ANDEN LOVGIVNING	X	X	X	X
FORUDGÅENDE OFFENTLIGHED OG FORMIDLING AF REDEGØRELSE TIL IKKE TEKNISKE MÅLGRUPPER	X	X		
FORMEL KLAGEGANG		X		
TILSYN OG KONTROL		X	X	X

VVM : Vurdering af Virkninger på Miljøet (jvf DEL III).

Kap.5 : Godkendelse af aktiviteter efter kap 5 i lov om miljøbeskyttelse (jvf DEL II).

BR.BEK. : Branchebekendtgørelse.

SEKTOR REG. : Sektor regulering, f.eks. recipientkvalitets planlægning for vandområder.

De relevante områder i skemaet (markeret med kryds) er gennemgået for kapitel 5 systemet. Præsentationen i DEL II sker med vægten lagt på lovgrundlaget og udviklingen i dette.

## KAPITEL 5 GODKENDELSER.

### Indledning.

Siden den første lov om miljøbeskyttelse (LOM) fra 1973 er den forurenende industri (punktkilder) blevet reguleret i form af individuelle afgørelser, der består i godkendelser af nye virksomheder og påbud til eksisterende virksomheder. Loven er blevet ændret med betydning for godkendelsessystemet i 1982, 1986, 1991 og 1992.

I lovens kapitel 5 er beskrevet den fremgangsmåde, der skal benyttes, når særlig forurenende virksomhed m.v. skal godkendes. Virksomheder, anlæg eller indretninger må ikke anlægges eller påbegyndes, uden godkendelse. De nævnte virksomheder, anlæg eller indretninger må ikke udvides eller ændres bygningsmæssigt eller driftsmæssigt på en måde, som indebærer forøget forurening, uden godkendelse. (LOM 1973, § 35 & LOM 1991)

Hovedvirkemidlerne i lov om miljøbeskyttelse op til 1991 er, at der kan stilles krav om forudgående tilladelse til eller godkendelse af en vis aktivitet på et nærmere bestemt sted. Dette suppleres med muligheden for gennem påbud at afværge eller begrænse belastningen. Denne regulering er velegnet i forbindelse med den forurening, som kan henføres til **stationære kilder** (punktkilder), mens den er uanvendelig for forurening fra trafik og mobile anlæg, samt forurening fra produkter og varer, som gennemstrømmer samfundet (**diffuse kilder**). (FLOM 1991 s 19)

For at undgå nogle af disse begrænsninger udvides forureningsbegrebet i LOM 1991 til at bygge på en vurdering af hele det kredsløb, som stoffer, produkter og materialer gennemløber fra udvinding, oparbejdning, behandling, montering, til forbrug og bortskaffelse ved deponering og forbrænding. Frembringelse af fast affald og restprodukter ansues som en del af virksomhedens forurening.

En række miljøproblemer kan ikke eentydigt henføres til det sted eller den region, hvor kilden til forureningen er placeret. Det



gælder f.eks. for drivhuseffekt, nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren, ophobning af tungmetaller i naturen, ophobning af næringssalte i vandmiljøet, at disse problemer ikke kan begrænses alene ved hjælp af styringsmidler, som fokuserer på de lokale eller regionale effekter af emissioner fra kilder knyttet til fast ejendom. Som styringsmiddel forhold til disse problemer indarbejdes i LOM princippet om **renere teknologi** med det sigte at styrke en helhedsorienteret og forebyggende miljøpolitik. (FLOM 1991 s 20)

Udsendelse af mikroorganismer, der kan være til skade for miljø og sundhed er også omfattet af forureningsbegrebet, og miljøministeren kan fastsætte regler om bioteknologisk anvendelse af mikroorganismer, herunder alle former for udledning til miljøet. (LOM 1991, P. 7, stk 1, nr 10)

For så vidt angår genteknologisk fremstillede organismer er disse omfattet af lov om miljø og genteknologi fra 1991. (Orientering nr 6 1991)

Ved vurdering af foranstaltninger til forebyggelse og imødegåelse af forurening skal der lægges vægt på forureningens sandsynlige virkninger. Formuleringen lovfæster det såkaldte **forsigtighedsprincip**, dvs at mangel på fuld videnskabelig sikkerhed ikke må anvendes til at begrunde, at der ikke gribes ind ved risiko for alvorlige og uoprettelige skader på miljøet. Princippet får betydning for regelfastsættelse, idet miljøministeriet ved udstedelse af regler og vejledninger kan operere med sikkerhedsfaktorer ved fastsættelse af grænseværdier eller retningslinier for forureningsmæssige beregninger på de områder, hvor der ikke foreligger et tilstrækkeligt eksakt vidensgrundlag. Det er ikke hensigten, at der herudover skal indgå et selvstændigt forsigtighedsprincip ved miljømyndighedernes afgørelse af konkrete sager (Orientering nr 6, 1991)

Lov om miljøbeskyttelse er en rammelov med en lang række beføjelser til miljøministeren. Historisk er rammerne blevet udfyldt med bekendtgørelser og vejledninger, og disse bliver ikke nødvendigvis ændret i forbindelse med lovrevisioner.

Undersøgelsen er gennemført på den måde, at der for kapitel 5 tages udgangspunkt i lovgrundlaget, og de praktiske regulerings-erfaringer gøres op med det sigte at identificere en række af systemernes styrker og svagheder. Der refereres evt med sidetal til lovforslag, love, bekendtgørelser mv., som er angivet i referencelisten. Mine kommentarer er løbende angivet med kursiv.

## PROJEKT OG PROCESBESKRIVELSE.

Hvilke projekter er omfattet af kapitel 5 systemet?

De projekter, der er omfattet af kravet om en miljøgodkendelse, har altid været klart definerede.

Oprindeligt var det nævnt i et bilag til loven, hvilke virksomheder, anlæg og indretninger, som var omfattet af loven (LOM 1973, § 35). Det viste sig u hensigtsmæssigt, at ændringer i listen krævede en lovændring, så senere blev godkendelsespligtige aktiviteter beskrevet i en bekendtgørelse. Listen kunne så ændres administrativt af ministeren.

Det oprindelige bilag til loven omfattede hovedparten af den danske industri, dvs også små virksomheder, og listen fastslog bindende, hvilke virksomheder der ikke måtte påbegyndes eller udvides uden forudgående godkendelse. (FLOM 1972)

Antallet af virksomheder omfattet af reglerne i miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 skønnedes fra starten til at have være 50.000. Tallet byggede på Danmarks Statistiks almindelige erhvervsstatistik, og antallet var behæftet med en betydelig usikkerhed. (Folketingssvar 1985)

I 1985/86 blev der lavet branchebekendtgørelser for autoværksteder og pelsdyrfarme, så listen kom ned på ca 25.000 virksomheder (Moe 1992).

En **branchebekendtgørelse** er en juridisk bindende retsakt udstedt af miljøministeren i medfør af lov om miljøbeskyttelse, og branchebekendtgørelsen foreskriver landsdækkende faste mil-

jønormer for etablering, drift og ændringer /udvidelser af en branches virksomheder. Virksomheden har pligt til at overholde bekendtgørelsens bestemmelser vedrørende lokalisering, drift og affaldshåndtering. Virksomhederne har ret til etablering, drift og udvidelser uden forudgående godkendelse, såfremt bekendtgørelsens krav overholdes. Nyetablering og udvidelser/ændringer kræves normalt anmeldt til kommunen. (Holm 1992, s 18)

I 1991 gennemførtes yderligere en revision af listen over godkendelsespligtige aktiviteter med det sigte at fjerne sådanne typer eller størrelser af virksomheder og anlæg, som næppe kan betragtes som særligt forurenende, eller som er af mindre miljømæssig betydning. Kriterierne, for at virksomheder udgår af listen, er:

- Virksomheder, hvis forureningsforhold i det store og hele er reguleret i bekendtgørelser (feks husdyrgødningsbekendtgørelse).
- Virksomheder, hvis væsentligste forureningsproblem er spildevand (reguleres gennem spildevandstilladelser).
- Virksomheder, hvis væsentligste forureningsproblem er støj (reguleres gennem støjvejledning).
- Virksomheder, hvis luftforurening kan forventes reguleret gennem en bestemt skorstenshøjde.

(FLOM 1990, s37)

Ved udarbejdelsen af listen over godkendelsespligtig virksomhed i 1991 skete der i forhold til den foregående liste fra 1986 en reduktion af antallet af enheder med ca 50 procent. Ændringerne er af følgende type:

- Virksomheder, anlæg eller indretninger er helt fjernet i forhold til listen fra 1986. Ca 29 numre er fjernet ud af 95 numre.
- Der er kommet nye produktionstyper med i listen fra 1991. Et eksempel er "Udvinding af metaller af kabler".
- I listen fra 1991 er der indført kriterier, der typisk udelukker de mindre enheder indenfor pågældende virksomhedstype. F.eks. er gummivarefabrikker med en produktion på 100 tons med i listen fra 1986, mens listen fra 1991 medtager virksomheder med en produktionskapacitet på 1000 tons eller derover. (Bekendtgørelse nr 783 1986 & Bekendtgørelse nr 794 1991)

Tilbage på listen idag er ca 12.000 virksomheder, fordelt med ca 4.000 som har amtet som miljømyndighed og ca 8.000, som har kommunen som miljømyndighed (Moe 1992).

For virksomheder, der er røget ud af den gældende liste, eller som er slanket bort fra listen, er der etableret en anmeldeordning til kommunalbestyrelsen. Anmeldeordningen gælder for etablering og ændringer eller udvidelser, der indebærer forøget forurening fra virksomheder, der er opført på en liste over anmeldelsespligtig virksomhed. (Bekendtgørelse nr 367 1992)

Det danske miljøgodkendelsesystem har fra 1974 omfattet mange virksomheder og anlæg i forhold til de administrative ressourcer, som har været sat af til at lave kapitel 5 godkendelser. Der har derfor gennem årene været et betydeligt pres for at reducere antallet af godkendelser. Forskellige kriterier er gennem tiden anvendt, for at reducere antallet af godkendelsespligtige virksomheder. Branchebekendtgørelser har mindsket listens omgang væsentligt.

Det har været sigtet, at alle eksisterende virksomheder på listen før eller senere skulle gennemgå en godkendelse.

Lov om miljøbeskyttelse fra 1974 omfattede alene godkendelse af nye virksomheder og udvidelser. Hensigten med "fredningen" af bestående virksomheder var at give dem en passende periode til at omstille sig til de nye miljøkrav. Hovedsynspunktet var, at det var lettere for nye virksomheder at indstille sig på miljøkravene.

"Det understreges, at de økonomiske konsekvenser af en godkendelsesbehandling kan være større, hvor der er tale om en bestående virksomhed i modsætning til nye virksomheder, som allerede ved projekteringen kan tage hensyn til myndighedernes krav vedrørende forureningsbegrænsende foranstaltninger." (FLOM 1972, s 72)

Allerede ved miljølovens ikrafttræden i 1974 var det åbenlyst, at det kunne være en årrække, inden alle danske virksomheder

havde miljømyndighedernes tilladelse til at udlede forurenende stoffer.

"Det må dog forudses, at der eventuelt kan gå længere tid, førend godkendelsesbehandling af bestående virksomheder kan gennemføres fuldt ud, og godkendelsesordningen for sådanne virksomheder må formodentlig iværksættes trinvis, feks branche for branche." (FLOM 1972, s 72)

I den første lov om miljøbeskyttelse var der en mulighed for at stille krav om godkendelse af eksisterende virksomheder. Miljøministeren kunne fastsætte regler om, at bestående virksomheder, anlæg eller indretninger af de kategorier, der var optaget i bilaget, skulle ansøge om godkendelse, selv om de ikke udvidedes eller ændredes (LOM 1973, § 36). Virksomheder, anlæg eller indretninger kunne ansøge om godkendelse, men miljøministeren kunne begrænse denne mulighed for frivillig godkendelse (LOM 1973, § 37, & LOM 1991, § 38). Ingen af disse paragraffer er blevet udnyttet i noget større omfang.

Miljøgodkendelsessystemets effektivitet med hensyn til at godkende alle godkendelsespligtige aktiviteter er vanskelig at opgøre, fordi der er så mange listeaktiviteter, og fordi mange afgøres decentralt.

I en undersøgelse af vandforurenende virksomheder startet efter 1974, har det vist sig, at 5 ud af 21 udvalgte listevirksomheder ingen godkendelse havde i 1985. Denne mangel på godkendelse kan skyldes, at produktionen foregår i anlæg, der er bygget før 1974. Der kan f.eks. være sket det, at et nyt firma har overtaget det gamle og producerer videre i de gamle bygninger. Så længe forureningen i et sådant tilfælde ikke overstiger den tidligere, er virksomheden ikke godkendelsespligtig efter miljølovens kapitel 5. (Schroll 1985)

I 1990 skønnes det, at ca 50 procent af de virksomheder, der er på listen i 1990 - såvel i de tungere som lettere kategorier har samlede eller delvise godkendelser. Under forudsætning af, at der gennemføres den foreslåede reduktion af listen over særligt forurenende virksomheder, skønnes det, at under 5.000 bestående

virksomheder skal underkastes godkendelsesbehandling. (FLOM 1990, s 39)

Bestående virksomheder uden samlet godkendelse skal efter LOM 1991 ansøge om en sådan, inden en af miljøministeren fastsat frist. Når listen bliver kraftigt reduceret, må det anses for ressourcemæssigt realistisk at give de "gamle" virksomheder den samlede miljømæssige bedømmelse, som foretages ved en godkendelsesbehandling. Miljøstyrelsen vil i samarbejde med de kommunale organisationer og industrien tilrettelægge et forløb for godkendelsesbehandling, der sikrer, at der over en 10 årig periode sker et jævnt træk på offentlige og private ressourcer, og at der ikke sker konkurrenceforvridning. (FLOM 1990, s. 21 & LOM 1991, § 39)

Det er vigtige virksomheder som raffinaderier, eternitfabrik, kraftværker, Danfoss, Grindstedværket, Carlsberg, Århus oliefabrik m.fl., der aldrig har fået en samlet miljøgodkendelse. (Politiken, 8.1.92)

De bestående listevirksomheder, dvs dem der er på listen efter 1.1.1992, og som ikke har en samlet godkendelse, skal indsende ansøgning om godkendelse indenfor angivne frister. Sker det ikke kan godkendelsesmyndigheden træffe afgørelse om, at driften skal ophøre. Tidsfristerne er sat for de enkelte listevirksomheder og fordelt over årene med sidste ansøgningsfrist i år 2000. (Bekendtgørelse nr 532, 1992)

*Efter næsten to årtiers kapitel 5 regulering og indskrænkninger i listen er der stadig flere tusinde listevirksomheder, som ikke har en samlet miljøgodkendelse.*

*Fra kapitel 5 systemets start har ikke foregået en prioritering blandt de mange godkendelsespligtige aktiviteter. Små som store forurenere er blevet godkendt i den rækkefølge, som de har bygget nye anlæg eller har foretaget større udvidelser, uden at der er taget stilling til, om disse virksomheder repræsenterede den væsentligste forurening.*

Hvad skal myndighederne have at vide?

Vedrørende projektbeskrivelse i forbindelse med ansøgning om miljøgodkendelse, kræves det i loven, at miljømyndighederne skal have "de nødvendige planer, tegninger og beskrivelser til forståelse af projektet samt en angivelse af arten og omfanget af den forventede eller aktuelle forurening. Det skal oplyses, hvilke foranstaltninger der vil blive foretaget til afhjælpning af denne forurening". (LOM 1973, § 40)

Disse krav er blevet specificerede gennem årene, og ifølge bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed fra 1991, skal følgende oplysninger foreligge ved ansøgninger:

- Planer over beliggenhed, herunder stedfunden fysisk planlægning.
- Tidspunkter for anlægsarbejde og påbegyndelse af drift.
- Plan over anlæg med angivelse af forureningskilder, såsom støjkluder, vibrationskluder, skorstene, spildevandsafløb og andre steder for udsendelse af stoffer eller mikroorganismer fra filtre, rensnings-, ventilations- og udsugningsanlæg.
- Oplysning om art og forbrug af råvarer, mikroorganismer og hjælpestoffer samt oplysning om intern transport og oplagring, som kan give anledning til forurening.
- Beskrivelse af processer og emitterende anlæg på skemaform.
- Oplysning om mulige driftsforstyrrelser og uheld.
- Tidspunkter for daglig driftstid.
- Redegørelse og dokumentation for, at den valgte teknologi er den mindst forurenende. Oplysninger om de bedst mulige miljøbeskyttende foranstaltninger.
- Massestrøm for hver enkelt stofemission. Parametrene angives med de definitioner og beregningsmetoder, der anvendes i vejledninger om begrænsning af lugt og luftforurening.
- Koncentrationer af mikroorganismer i emissioner.
- Immissionsberegninger af visse stoffer udledt til luft og vand.
- Støjniveauet i forhold til omgivelserne.
- Sammensætning og mængder af affald, herunder olie og kemikalieaffald. Metoder og sted for bortskaffelse af affald.
- Beskrivelse af rensningsforanstaltninger og støjdempling.
- Foranstaltninger for at undgå driftsforstyrrelser og uheld.

- Virksomhedens forslag til vilkår og egenkontrol med fastsatte vilkår.

(Bekendtgørelse Nr 794, 1991)

Rammeansøgninger (jvf det senere element om foranstaltninger til at nedbringe skadelige virkninger) er en nyskabelse, der handler om, at godkendte virksomheder kan udvide uden godkendelse efter en anmeldelse. De ønskede rammer og forventede udvidelser skal specificeres i forbindelse med ansøgningen. (Bekendtgørelse Nr 794, 1991)

Myndighederne har idag krav på at få omfattende oplysninger vedrørende teknologi og udslip fra processer. Gennem det lange tidsforløb er der sket en forbedring i det grundlag, som myndighederne tilvejebringer for at godkende virksomheder. Siden 1986 har myndighederne i mange tilfælde fået detaljerede beskrivelser af produktionsprocessen.

#### RENERE TEKNOLOGI. (Jvf tabel II,1)

Ansøgeren skal redegøre for, at den valgte teknologi er den mindst forurenende.

Godkendelsen skal indeholde de synspunkter, som godkendelsesmyndigheden har anlagt ved bedømmelsen af det valgte projekt vedrørende anvendelse af den mindst forurenende teknologi, herunder mindre forurenende råstoffer, anlæg, processer og affaldsfrembringelse, samt bedst mulige, miljøbeskyttende foranstaltninger i øvrigt. Ligeledes skal der ved vurderingen lægges vægt på hele det kredsløb, som stoffer og materialer gennemløber i samfundet, med henblik på at begrænse spild af ressourcer mest muligt. (Bekendtgørelse Nr 794, 1991)

For at sikre en tilstrækkelig kvalificeret faglig vurdering af de teknologiske muligheder for anvendelse af renere teknologi, skønnes det nødvendigt, at denne sker på centralt niveau i et tæt samarbejde med statslige miljømyndigheder og de berørte industri



og erhvervsorganisationer. Under alle omstændigheder bør det fremhæves, at krav om forureningsbegrænsning baseret på princippet om renere teknologi aldrig bør stilles som krav om anvendelse af en nærmere bestemt teknologi. Kravene bør derimod fastsættes som krav om et vist forureningsniveau ud fra, hvad der er opnåeligt ved anvendelse af renere teknologi. En miljøpolitik baseret på princippet om renere teknologi skal virke som et incitament til udviklingen og anvendelsen af stadig mindre forurenende teknologier, den skal ikke låse den teknologiske udvikling fast. (FLOM 1991, s 21)

*Fra myndighedernes side vil der ikke blive forlangt en bestemt teknologi i godkendelserne, men fastsatte grænseværdier er virkemidlet til at tvinge virksomhederne til at bruge en renere teknologi.*

#### FORANSTALTNINGER TIL AT NEDBRINGE SKADELIGE VIRKNINGER.

Ansøgeren skal oplyse, hvilke foranstaltninger der vil blive foretaget til afhjælpning af den forventede forurening (se under punktet projekt og procesbebeskrivelse om krav til ansøgning).

Alle nye virksomheder og betydende virksomhedsudvidelser skal gennemgå en miljøgodkendelse i kommunalt eller amtsligt regi.

Godkendelsen skal indeholde angivelse af de omstændigheder, der er lagt til grund ved godkendelsen, herunder placeringen af listevirksomheden på den faste ejendom og de foranstaltninger, som virksomheden har oplyst at ville udføre til imødegåelse af forurening. I godkendelsen skal anføres de fastsatte vilkår med hensyn til virksomhedens etablering og drift. (LOM 1973, § 41) Disse principper er videreført med et udvidet perspektiv i senere udgaver af loven.

Med lov om miljøbeskyttelse fra 1991 gælder, at affaldsfrembringelse er medtaget som forurening. (LOM 1991, § 41)

I en godkendelse kan der være et selvstændigt afsnit om afgørelse i medfør af reglerne om risikobetonede aktiviteter. (Bekendtgørelse Nr 794, 1991)

Miljøministeren kan til vejledning for myndighederne angive kvalitetskrav til luft, vand og jord samt om tilladeligt støjniveau. (LOM 1991, § 14)

Rammegodkendelser er en nyskabelse, der har til formål at sikre, at mindre ændringer i virksomhederne kan gennemføres uden en ny godkendelse. Før 1991 udgaven af lov om miljøbeskyttelse kunne der meddeles miljøgodkendelser, som forudser fremtidige produktionsændringer, men denne mulighed udnyttedes ikke særlig ofte. Lov om miljøbeskyttelse har desuden været praktiseret forskelligt af virksomheder og godkendelsesmyndigheder. Nogle steder har man således krævet godkendelse af en ændring på virksomheden, som medførte en øget forureningsmængde, også selv om virksomheden indrettede sin rensning på en sådan måde, at udslippet til omgivelserne ikke blev øget. Andre steder har det været praksis, at ændringer, som efter rensning ikke medførte forøget emission til omgivelserne, ikke krævede ny godkendelse. (FLOM 1990, § 36 s 38)

En rammegodkendelse betyder, at en virksomhed kan udvide sin produktion uden at skulle søge om en ny miljøgodkendelse, hvis blot den holder sig indenfor en bestemt miljøramme, som er angivet i godkendelsen. Hvis en godkendt listevirksomhed ønskes udvidet eller ændret inden for godkendelsens rammer, skal der foretages en anmeldelse herom til godkendelsesmyndigheden. Anmeldelse af ændringer eller udvidelser indenfor rammegodkendelser skal dokumentere, at ændringen eller udvidelsen vedrører en aktivitet, der omfattes af den samlede godkendelse. Anmeldelsen skal samtidig dokumentere, at ændringen eller udvidelsen kan holdes inden for grænserne for den forurening m.v., som er fastsat i den samlede godkendelse for virksomheden. Godkendelsesmyndigheden skal inden fire uger meddele virksomheden, at den kan gennemføre projektet, at det fremsendte materiale er ufuldstændigt, eller at udvidelsen eller ændringen kræver godkendelse. Godkendelsesmyndighedens afgørelse kan ikke

påklages. (LOM 1991 § 36 & Bekendtgørelse 794, 1991, s.4)

Det generelle træk er, at myndighedernes afgørelser bygger på vejledninger, og kravværdierne ligger ofte tæt på vejledningernes anbefalinger. Reguleringen af udslip af stoffer og andre forureninger holder sig til de påvirkninger, som er reguleret gennem generelle vejledninger.

Forskelle i godkendelsernes kravværdier kan hænge sammen med en særlig beliggenhed. For udledning af spildevand, som er reguleret gennem miljøbeskyttelseslovens kapitel 4, er der mulighed for, at de samme stoffer reguleres med forskellige kravværdier til forskellige virksomheder. F. eks. må Sunds Tekstilfarveri udlede 2 ppm krom, mens Herning Galvanisering skal overholde kravkoncentrationen 0,1 ppm krom og Skjern Papirfabrik må udlede 0,2 ppm krom (Schroll 1985). I alle tre tilfælde er recipienterne en å og dermed en recipient af samme type. Forskellene kan forklares ud fra det forhold, at der efter miljøloven er fastlagt forskellige målsætninger for åernes anvendelse.

#### ROBLING TIL ANDEN LOVGIVNING M.V.

Etablering af listevirksomhed kan principielt først ske, når der er givet godkendelse. Den godkendende myndighed kan dog tillade, at bygge- og anlægsarbejder til anden listevirksomhed end anlæg for deponering af affald påbegyndes, før der er givet godkendelse, hvis de anlægges i overensstemmelse med en godkendt lokalplan eller byplanvedtægt. Godkendelse gives efterfølgende, og listevirksomheden kan som følge af godkendelsens vilkår blive nødt til at foretage ændringer i projektet. (LOM 1991 § 33)

Afslag på ansøgning om godkendelse kan ikke påklages til anden administrativ myndighed, hvis begrundelsen for afslaget er, at lokaliseringen af virksomheden det pågældende sted vil være i strid med bestemmelser i regionplan, kommuneplan eller lokalplan. (LOM 1991, § 34)

Tilladelse til påbegyndelse af bygge- og anlægsarbejder i medfør af lovens paragraf 33 kan ikke meddeles i sager, hvor projektet er omfattet af VVM proceduren, før amtets vedtagelse af regionplantillæg foreligger. (Bekendtgørelse Nr 794, 1991, s 3) (se DEL III)

Med lov om miljøbeskyttelse fra 1991 er kommunernes pligt til at udarbejde støjkortlægning ophævet og amtskommunernes pligt til at udarbejde planredegørelser på miljøbeskyttelsesområdet og vandforsyningsområdet helt afformaliseret. (FLOM 91, s. 23).

Kortlægning og planlægning som beskrevet i kapitel 9 i tidligere love om miljøbeskyttelse er helt fjernet i lov om miljøbeskyttelse 1991. Det betyder, at sektorplanlægning, som f.eks recipientkvalitetsplanlægning, ikke længere er lovpligtig, men afhængig af amtskommunens behov. I lov om planlægning 1991 hedder det, at regionplanen på baggrund af en samlet vurdering af udviklingen i amtskommunen skal indeholde retningslinier for kvaliteten og anvendelsen af vandløb, søer og kystvande. (LOP 1991, P. 6, stk 3, punkt 13)

En ændring af lov om miljøbeskyttelse i 1992 muliggør en forsøgsordning for særlige erhvervszoner udpeget efter bestemmelserne om landsplandirektiver. For disse områder kan lokalplanen erstatte kapitel 5 godkendelser (Lov om ændring af LOM 1992). Foreløbig er 10 kommuner deltagere i forsøget. Miljøstyrelsens forslag til bekendtgørelse indeholder forslag, om at tilsyn i erhvervszonerne overføres fra amter til kommuner. Amterne fratages derved mulighed for indsigelse overfor virksomheders placering i zonen. (Inf 12.9.92.)

Siden miljøbeskyttelseslovens tilblivelse har Miljøministeren haft mulighed for at få indflydelse på trafikministeriets projekter. Miljøministeren kan efter forhandling med trafikministeren fastsætte regler om, at projekter for større vejanlæg samt for jernbaner skal forelægges for miljøministeren, forinden anlægget påbegyndes. (LOM 1991 § 15. Tidligere § 10 i LOM 1973)

Kommunalbestyrelsen giver tilladelse til tilslutning af spildevand til offentlige spildevandsanlæg, samt dertil hørende udløbsledninger under overholdelse af amtsrådets tilladelse (LOM 1991 § 28). Amtsrådets tilladelse var tidligere bundet af recipientkvalitetsplanlægningsystemet, som var beskrevet i miljøbeskyttelseslovens kapitel 9 (Lov om ændring af LOM 1982, § 61). Målsætningen for recipienten bestemmer udledningstilladelserne for de offentlige spildevandsanlæg.

*I den nærmeste årrække må det forventes, at amtets godkendelser stadig vil bygge på recipientkvalitetsplanerne også kaldet vandområdeplaner.*

Udledes der fra listevirksomheden spildevand direkte til vandløb, søer eller havet, behandles spørgsmålet om tilladelse hertil samtidig med afgørelse om godkendelse. I en godkendelse, som omfatter tilladelse til en særskilt udledning af spildevand til recipient, indgår vilkårene for udledningen i selve godkendelsen efter kapitel 5 og som en del af denne. (Lov om ændring af LOM 1982, § 41. Fastholdt i LOM 1991, § 34)

Amtsrådet træffer afgørelse om godkendelse af;

- listevirksomhed med særskilt udledning af spildevand til vandløb, søer eller havet, medmindre spildevandet er huspildevand, drænvand fra bygge- og anlægsarbejder, spildevand fra dyrehold, uforurenat tagvand, uforurenat vand fra befæstede arealer eller uforurenat kølevand og
- listevirksomhed med nedsivning af processpildevand eller udledning af processpildevand på jordoverfladen, hvor tilladelse skal meddeles af amtsrådet.

(Bekendtgørelse 794, 1991, s.2)

Listevirksomhed må ikke udvides eller ændres bygningsmæssigt eller driftsmæssigt, herunder med hensyn til affaldsfrembringelsen, på en måde, som indebærer forøget forurening, før udvidelsen eller ændringen er godkendt. (LOM 1991 § 33)

Olie og kemikalieaffald fra virksomheder er siden 1972 blevet reguleret efter lov om bortskaffelse af olie og kemikalieaffald. Loven er nu ophævet og indbygget i lov om miljøbeskyttelse. (LOM 1991 kap 6 & kap 7)

Bekendtgørelsen vedr olie og kemikalieaffald opretholdes uændret (LOM 1991, side 41). Virksomheder, hvor der fremkommer olie- og kemikalieaffald, skal anmelde dette til kommunalbestyrelsen, der er forpligtiget til at etablere indsamlings- eller afleveringsordninger. Kommunalbestyrelsen kan efter ansøgning meddele virksomheder fritagelse for benyttelsespligten, hvis virksomheden godtgør, at affaldet ved virksomhedens foranstaltning kan håndteres og bortskaffes miljømæssigt forsvarligt. Disse fritagelser kan højest meddeles for 4 år af gangen. (Bekendtgørelse nr 804, 1989)

For at nedbringe et væsentligt miljøproblem, kan ministeren indgå *aftaler*, herunder om kvoter, hvori det fastlægges, hvilke miljøforbedringer, der tilsigtes opnået, og hvilke virkemidler der tages i anvendelse ved aftalens gennemførelse. (LOM 91 § 10)

Kun forurening, som ud fra en national eller international helhedsvurdering skønnes at udgøre et væsentligt miljøproblem, omfattes af bestemmelsen om *aftaler*. Væsentligheden af miljøproblemet kan bero på såvel de pågældende stoffers, produkters eller materialers art, som deres mængde. Et eksempel er reguleringen af kraftværkernes udledning af SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>. (LOM 91, s. 32)

*Koblingen til anden lovgivning m.v. skal sikre at enkeltsagsafgørelsen ikke på afgørende vis strider mod helhedsbetragtninger. Afformaliseringen af sektorplanlægningen fører til, at andre hensyn end recipientens evne til at fortynde forureningen får en større vægt i godkendelsessystemet. I fremtiden vil virksomhedens økonomisk/teknologiske formåen blive et hovedargument for afvigelser i fastlæggelse af kravværdier. Samtidig er der åbnet mulighed for at aftaler og økonomiske styringsmidler vil spille en stigende rolle i miljøreguleringen, og disse virkemidler vil*

*indirekte spille en rolle for fastlæggelsen af vilkår for virksomhedernes forureningstilladelse.*

Godkendelsens varighed.

Et vigtigt aspekt af det danske miljøgodkendelsessystems effektivitet har været godkendelsens varighed. Godkendelser har altid kunnet tidsbegrænses (LOM 1973, § 41), men bestemmelsen udnyttedes sjældent.

Var virksomheden godkendt kunne påbud og forbud kun meddeles, såfremt listevirksomhedens forurening gik væsentligt ud over det, som blev lagt til grund ved godkendelsen. (LOM 1973, § 44 & LOM 1991, § 41)

Gældende fra 1.1.1987 kunne der desuden i 8 år efter godkendelse kun meddeles påbud eller forbud såfremt;

- der var fremkommet nye oplysninger om forureningens skadelige virkning,
- forureningen medførte miljømæssige skadevirkninger, der ikke kunne forudses ved godkendelsens meddelelse,
- forureningen iøvrigt gik ud over det, som blev lagt til grund ved godkendelsen.

Efter 8 år kunne tilsynsmyndigheden ændre vilkårene i godkendelsen, når det var miljømæssigt begrundet, eller hvis der var udviklet bedre rensningsformer eller mindre forurenende produktionsmetoder. For nærmere bestemte brancher med en hurtig teknologisk udvikling kunne ministeren nedsætte tidsfristen, dog ikke under 4 år. (Lov om ændring af LOM 1986, § 44 & LOM 1991, § 41)

*Godkendelser kunne ændres, såfremt forureningen "går væsentligt ud over det, som blev lagt til grund ved godkendelsen". I miljøadministrationen viste det sig besværligt at afgøre, hvornår der var sket en væsentlig udvidelse af forureningen, og i mange år virkede en godkendelse som en fredning af virksomheden mod nye miljøkrav. Et problem med fredningen var, at teknologisk udvikling ikke kunne udnyttes systematisk til at mindske*

miljøbelastningen. I de fleste virksomheder foregik hele tiden en teknologiudvikling, og ved at fastlåse miljøkravene for kortere eller længere tid fjernedes incitamentet til at indbygge forureningsbegrænsning i selve produktionsprocessen, og teknologisk udvikling kom ikke nødvendigvis miljøet til gode. Tidsbegrænsningerne på godkendelserne åbnede for at udnytte teknologiudviklingen til at reducere miljøbelastningen.

#### **FORUDGÅENDE OFFENTLIGHED OG FORMIDLING AF REDEGØRELSE TIL IKKE TEKNISKE MÅLGRUPPER.**

Afgørelser efter lov om miljøbeskyttelse meddeles til adressaten og klageberettigede, og der skal altid være offentlig annoncering, når der meddeles godkendelse efter kap 5. Lokale foreninger, der har beskyttelse af miljøet som hovedformål, kan underrette kommunalbestyrelse og amtsrådet om hvilke bestemte typer af afgørelser efter kapitel 3,4 og 5, foreningen ønsker underretning om. (LOM 1991 § 74 & § 76)

Miljøministeren kan fastsætte regler om, at godkendelsesmyndigheden skal gennemføre en offentlig høring om projekter, der har væsentlig indflydelse på virksomhedens sikkerhedsforhold, inden der meddeles godkendelse efter kapitel 5 af en virksomhed, der omfattes af anmeldelsespligten i regler fastsat af miljøministeren om vurderingen af sikkerheden i forbindelse med risikobetonede aktiviteter ( LOM 1991 § 79). Der er ikke planer om, at udnytte muligheden for offentlige høringer ud over dem, som foreskrives i forbindelse med VVM proceduren (Orientering nr 6, 1991).

Offentligheden i forbindelse med miljøbeskyttelseslovens kapitel 5 godkendelse består i annoncering og en fire ugers klagefrist. Først med indførelsen af VVM proceduren er der åbnet for forudgående offentlighed i forbindelse med de kapitel 5 projekter, der også er omfattet af VVM.



## FORMEL KLAGEGANG.

Med den nye lov om miljøbeskyttelse i 1991 sker der en ændring i offentlighedens klageadgang, således at der i de fleste tilfælde kun kan klages een gang istedet for tidligere to gange.

Klagesystemet forenkles således, at der som udgangspunkt kun kan klages een gang, dvs et 2-instanssystem og visse mindre sager som f.eks meddelelse af spildevandstilladelse afgøres endeligt af kommunalbestyrelse eller amtsråd. Klageadgangen fastholdes i større sager, og hovedreglen er, at klagesager afgøres af miljøministeren/pågældende styrelse, mens visse større sager afgøres af et uvildigt Miljøklagenævn, der afløser Miljøankenævnet. Den hidtidige mulighed for at få prøvet Miljøstyrelsens afgørelser i klagesager ved 3.instans, Miljøankenævnet, bortfalder. I stedet indføres der en mulighed for at få prøvet Miljøstyrelsens 2. instans afgørelser vedrørende klager over afgørelser om virksomheder, der er på listen over særligt forurenende virksomheder og væsentlige spildevandsudledninger. Betingelsen er, at Miljøklagenævnet skønner, at den konkrete sag er af større eller principiel betydning. Der er herved tænkt på afgørelser, hvor hensynet til væsentlige miljø- eller naturværdier skal afvejes mod andre væsentlige beskyttelsesværdige interesser, eller hvor afgørelsen rejser spørgsmål om den rigtige anvendelse af en lovregel eller skønnes at få afgørende betydning for den administrative praksis. Nævnet skal opfattes som en voldgift mellem produktionsinteresser og interesser i beskyttelse af naturen. (FLOM 1991, s 22)

Miljøklagenævnet består af en formand og et antal sagkyndige medlemmer udpeget med lige mange fra to lister. Medlemmerne af de to lister indstilles af henholdsvis erhvervsorganisationer og en række landsomfattende miljøorganisationer, der er tillagt klageret efter loven. (LOM 1991 kap 12)

Kommunalbestyrelsens og amtsrådets afgørelser kan med en række undtagelser påklages til miljøministeren. Klagefristen er 4 uger. En klage har opsættende virkning, med mindre klagemyndigheden bestemmer andet. I følgende tilfælde kan der klages:

- Afgørelser kan påklages af adressaten og enhver, der har har

en individuel, væsentlig interesse i sagens udfald.

- Kommunalbestyrelsen kan påklage amtets afgørelser og omvendt.
- Embedslægeinstitutionen kan påklage afgørelser efter kapitel 3, 4 og 5.
- Miljøministeren kan bestemme, at afgørelser efter loven kan påklages af bestemte myndigheder i andre lande.
- Danmarks Naturfredningsforening kan påklage amtsrådets afgørelser efter kapitel 4 og 5.
- Danmarks Sportsfiskerforbund og Dansk Fiskeriforening kan påklage amtsrådets afgørelser efter kapitel 4 og 5 for så vidt angår spørgsmål om forurening af vandløb, søer eller havet.
- Greenpeace og Danmarks Havfiskeriforening kan påklage amtsrådets afgørelser efter kapitel 4 og 5, for så vidt angår spørgsmål om forurening af havet.
- Ferskvandsfiskeriforeningen for Danmark kan påklage amtsrådets afgørelser efter kapitel 4 og 5, for så vidt angår spørgsmål om forurening af vandløb og søer.
- Arbejderbevægelsens Erhvervsråd kan påklage kommunalbestyrelsens og amtsrådets afgørelser, når væsentlige beskæftigelsesinteresser er berørt.
- Forbrugerrådet kan påklage kommunalbestyrelsens og amtsrådets afgørelser i det omfang, de er væsentlige og principielle.
- Lokale foreninger, der har beskyttelse af miljøet som hovedformål, kan påklage afgørelser, som foreningen har ønsket underretning om.

(LOM 1991 kap 11)

*Godkendelsessystemet med individuelle og decentrale afgørelser indenfor miljømæssige rammer indebærer, at et klagesystem har en vigtig funktion med at sikre, at afgørelserne er i overensstemmelse med lovens intensjoner. Klageadgangen har altid været underlagt betydelige restriktioner, og især de grønne organisationer har ønsket bedre adgang til at påklage sager. Mængden af klagesager har været opfattet som en byrde for administrationen, og det var en intensjon i ændringen af lov om miljøbeskyttelse i 1991, at begrænse administrationens ressourcforbrug til behandling af klager.*

## TILSYN OG KONTROL.

Medfører virksomheder, anlæg eller indretninger, der er optaget i bilaget til loven, en ikke uvæsentlig forurening kan tilsynsmyndigheden meddele påbud om at der skal foretages afhjælpende foranstaltninger. Hjælper det ikke, kan der nedlægges forbud. Medfører forureningen overhængende fare for sundheden, kan forbud umiddelbart nedlægges. (LOM 1973 & Lovbekendtgørelse 85 1985 § 44)

Tilsyns- og kontrolforanstaltningerne måtte skærpes i 1986. Overtrædes de givne vilkår kan godkendelsesmyndigheden nedlægge forbud mod fortsat drift og eventuelt forlange virksomheden, anlægget eller indretningen fjernet. (LOM 1986)

Tilsynsmyndigheden kan revidere vilkårene for en virksomheds godkendelse eller tilladelse med henblik på at forbedre virksomhedens egenkontrol eller for at opnå et mere hensigtsmæssigt tilsyn. (Lov om ændring af LOM 1986, § 44a)

Tilsynet med virksomheder, der er optaget i bilaget, føres af godkendelsesmyndigheden, hvor det tidligere var kommunen, der havde tilsynspligten. (Lov om ændring af LOM 1986, § 48)

*I midten af firserne var det tydeligt, at de givne godkendelser ikke blev overholdt, og en skærpelse af lovgivningen blev gennemført. Dansk tilsyn og kontrol er omfattende set i relation til de fleste andre lande i verden.*

## REFERENCER TIL KAPITEL 5 GODKENDELSER.

Bekendtgørelse nr 783 1986. Bekendtgørelse om godkendelse af særligt forurenende virksomheder m.v.. Miljøministeriet. 21.11.

Bekendtgørelse nr 804, 1989. Om olie- og kemikaffald. Miljøministeriet 15.12.

Bekendtgørelse nr 794 1991. Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed. Miljøministeriet. 9.12.

Bekendtgørelse nr 367 1992. Bekendtgørelse vedrørende anden virksomhed end listevirksomhed. Miljøministeriet. 10.5.

Bekendtgørelse nr 532, 1992. Om indkaldelse af ansøgninger om godkendelse fra bestående listevirksomheder. Miljøministeriet. 20.6.

FLOM 1972. Forslag til lov om miljøbeskyttelse.

FLOM 1990. Forslag til lov om miljøbeskyttelse. L 21. 4.10

Folketingsvar 1985. Miljøministeren 4.12.

Holm, J. med flere. 1992. Branchebekendtgørelser som styringsmiddel i miljøpolitikken. Erfaringer med pelsdyr- og autoreparationsbekendtgørelserne i 5 kommuner. Miljøstyrelsen & Institut for Miljø, Teknologi og Samfund. Maj

Lovbekendtgørelse nr 85 1985. Af lov om miljøbeskyttelse. 8.3.

LOM 1973. Lov OM MILJØBESKYTTELSE nr 372 af 13. juni.

LOM 1986. Schultz Juli.

LOM 1991. Lov nr 358 af 6.juni.

LOP 1991. Lov om planlægning. Lov nr 388. 6.6.

Lov om ændring af LOM 1982. Lov nr 204 af 18. maj.

Lov om ændring af LOM 1986. Lov nr 329 af 4. juni.

Lov om ændring af LOM 1992. Lov nr 484 af 24 juni.

Miljøgodkendelse af danske virksomheder. Vand & Miljø, nr 4 1985

Moe 1992. Mogens. Miljøret - Miljøbeskyttelse. Gads forlag.

Orientering nr 6 1991. Om ny miljøbeskyttelseslov. Miljøstyrelsen

Schroll 1985. Miljøgodkendelser af danske virksomheder. Vand & Miljø nr. 4.

## DEL III : VVM PROCEDUREN I DANMARK.

I 1985 vedtog EF et EIA-Direktiv, og i 1989 blev det implementeret i Danmark. Direktivet er et minimumsdirektiv, så den danske regulering kan gå videre end direktivets krav. Ved implementeringen i 1989 blev lovgrundlaget for VVM fastlagt i lov om ændring af lov om lands- og regionplanlægning, lov om regionplanlægning i hovedstadsområdet og lov om miljøbeskyttelse. (Forslag nr 152, 1989). EF direktivet om vurdering af større enkelte projekters virkning på miljøet (VVM) blev knyttet til regionplanproceduren. Lov om Lands- og Regionplanlægning ændredes i 1991 til lov om Planlægning.

VVM miljøvurderingssystemet blev indarbejdet i et næsten 20 år gammelt dansk miljøreguleringssystem for projekter efter det princip, at mest muligt af det oprindelige danske system skulle bevares.

Implementeringen er temmelig kompliceret, og den har betydet, at godkendelsesmyndigheden kan være følgende:

- Amtskommunen har ansvaret for at udarbejde forslag til regionplanretningslinier for anlæg nævnt i bilag 1 i bekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr 903, 1991)
- Miljøministeren udarbejder VVM for projekter, hvor der kræves landsplandirektiver. (LOP 1991, § 3 & lovforslag nr 166, 1990)
- Trafikministeriet er den ansvarlige VVM myndighed for anlæg på søterritoriet. (Bekendtgørelse nr 379 1988)
- Trafikministeriet er ansvarlig myndighed for anlæg, der vedtages ved særlig lov, der almindeligvis vil dreje sig om nationale infrastrukturprojekter.

For at overskueliggøre et omfattende materiale er der udvalgt en række elementer, der er væsentlige for en ideel miljøvurdering. Elementerne er sammensat ud fra erfaringer fra internationale EIA procedurer (jvf DEL I) og projekt miljøvurderingssystemerne i Danmark. Miljøvurderingssystemer er VVM procedure, kapitel 5

godkendelsessystemet og delvis branchebekendtgørelser. En oversigt er fremstillet i tabel III.1.

TABEL III.1 : OVERSIGT OVER MILJØVURDERINGS SYSTEMER I DANMARK SET I RELATION TIL ELEMENTERNE I EN IDEEL MILJØVURDERING, 1994.

ELEMENTER I EN IDEEL MILJØVURDERING.	VVM	KAP 5	BR. BEK.	SEK-TOR REG.
PROJEKT OG PROCESBESKRIVELSE	X	X	X	
SCOPINGPROCES				
BESKRIVELSE AF LOKALITETEN	X			X
FORUDSIGELSE AF VIRKNINGER PÅ MENNESKER OG OMGIVENDE ØKOSYSTEMER	X			X
SOCIO-ØKONOMISKE VIRKNINGER				
ÆSTETISKE VIRKNINGER	X			
ALTERNATIVER	X			
RENERE TEKNOLOGI		X		
FORANSTALTNINGER TIL AT NEDBRINGE SKADELIGE VIRKNINGER	X	X	X	
KOBLING TIL ANDEN LOVGIVNING	X	X	X	X
FORUDGÅENDE OFFENTLIGHED OG FORMIDLING AF REDEGØRELSE TIL IKKE TEKNISKE MÅLGRUPPER	X	X		
FORMEL KLAGEGANG		X		
TILSYN OG KONTROL		X	X	X

VVM : Vurdering af Virkninger på Miljøet (jvf DEL III).

Kap.5 : Godkendelse af aktiviteter efter kap 5 i lov om miljøbeskyttelse (jvf DEL II).

BR.BEK. : Branchebekendtgørelse.

SEKTOR REG. : Sektor regulering, f.eks. recipientkvalitets planlægning for vandområder.

De relevante områder i skemaet (markeret med kryds) er gennemgået for VVM systemet. Præsentationen i DEL III sker med vægt på lovgrundlaget.

Mine kommentarer til implementeringen præsenteres med kursiv.

## PROJEKT OG PROCESBESKRIVELSE.

Hvilke projekter er omfattet af VVM?

Det er et væsentligt problem i EIA processen at identificere netop de projekter, der skal omfattes af miljøvurderingen. EIA er en omfattende og dermed ressourcekrævende proces, der principielt bør reserveres til netop de potentielt mest forurenende projekter.

EF direktivet definerer et projekt som;

- gennemførelse af anlægsarbejder eller andre installationer eller arbejder
- andre indgreb i det naturlige miljø eller i landskaber, herunder sådanne, der tager sigte på udnyttelse af ressourcer i undergrunden.

(Rådets direktiv 1985, artikel 1.2)

Projekter inden for visse kategorier har betydelig indvirkninger på miljøet, og sådanne projekter bør principielt underkastes en systematisk vurdering. Ni forskellige projekttyper omtales i bilag I. (Rådets direktiv 1985)

I den danske samlebekendtgørelse fra 1991 er bilaget udvidet med en række større anlæg, der obligatorisk skal gennemgå en VVM, hvis det drejer sig om nyetablering samt væsentlige ændringer af større anlæg, der kan sidestilles med nyanlæg (se tabel III,2). I forhold til direktivet er den danske listen udvidet med følgende:

- Anlæg, som er anmeldelsespligtige efter paragraf 5 i bekendtgørelse nr. 520, 1990 om vurderingen af sikkerheden i forbindelse med risikobetonede aktiviteter, der kan medføre større uheld. Risikobetonede aktiviteter er dels enhver handling i

anlæg, hvori der indgår eller kan opstå flere farlige stoffer, og dels er det oplagring af farlige stoffer. Det er derfor ikke nødvendigvis branchebestemt, om en produktion er risikoreguleringspligtig.

I bilag til bekendtgørelsen er beskrevet hvilke procestyper, stoffer og oplagringsmængder, der udløser anmeldelsespligt. Virksomheder med aktiviteter omfattet af anmeldelsespligt er også godkendelsespligtige efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5. (Bekendtgørelse 520, 1990)

Det tidligere punkt 6 "Integrerede kemiske anlæg" (Bekendtgørelse 446 1989) er udgået, idet disse anlæg fuldt og helt er indeholdt i "risikoanlæg" (Vejledning nr 67, 1992).

- Landbrugsprojekter vedrørende inddragning af uopdyrket land, der omfatter mere end 300 ha. Vandforvaltningsprojekter indenfor landbruget, der omfatter mere end 300 ha.
- Råstofindvinding fra åbne brud bortset fra sand, grus og sten med en årsproduktion på mere end 200.000 m<sup>3</sup> eller en indvindingstid på mere end 10 år.
- Anlæg til cementfremstilling. Molerværker. Kalkværker med en årsproduktion på mere end 200.000 m<sup>3</sup>.

(Bekendtgørelse nr 903, 1991, bilag 1)

For søhandelshavne gælder, at landanlæg er omfattet af bekendtgørelse 903 1991, mens projektets eventuelle vanddel er omfattet af bekendtgørelse om miljømæssig vurdering af anlæg på søterritoriet (bekendtgørelse nr. 379, 1988).

For projekter af national betydning udarbejdes et landsplandirektiv (LOP 1991, 3 & lovforslag 166, 1990).

Miljøministeren kan desuden bestemme, at konkrete anlæg kan fritages fra VVM-proceduren, ligesom ministeren endeligt kan bestemme, at et anlæg, der ikke er omfattet af bekendtgørelsen, skal underkastes proceduren. (Lovforslag 152 1989)

Direktivet finder ikke anvendelse på projekter, der vedtages i enkeltheder ved en særlig national lov, idet de mål, der forfølges ved direktivet, herunder at stille oplysninger til rådighed, opnås gennem lovgivningsprocessen (Rådets direktiv



1985, artikel 1.5). Baggrunden for bestemmelsen i direktivet, der blev indsat efter dansk ønske, er, at et direktiv, der omfatter anlægslove, vil lægge bindinger på Folketingets arbejde, og således kunne betragtes som et indgreb i Folketingets kompetance.

Anlæg, der vedtages i enkeltheder efter en særlig lov, er undtaget krav til retningslinier i regionplanen vedrørende beliggenhed og udformning af enkeltanlæg, der må antages at påvirke miljøet i væsentlig grad (LOP 1991 § 8).

Når det i konkrete tilfælde besluttet, at anlægget skal fremmes gennem en særlig lov, er anlægget ikke omfattet af VVM proceduren. I direktivet er det antaget, at de krævede vurderinger vil blive foretaget i forbindelse med lovgivningsproceduren (Lovforslag nr 152, 1989)

De fornødne undersøgelser og vurderinger i forhold til miljøet foretages i forbindelse med lovarbejdet, og lovforslagets bemærkninger vil indeholde de ovennævnte krav til anlægsbeskrivelser og miljøpåvirkninger. Der er ingen regler for hvilke projekter, der skal vedtages efter en særlig anlægslov, men det vil almindeligvis omfatte nationale infrastrukturprojekter.

Projekter indenfor andre kategorier har ikke nødvendigvis i alle tilfælde betydelige indvirkninger på miljøet, og sådanne projekter bør underkastes en vurdering, når medlemsstaterne finder, at deres karakteristika gør det nødvendigt. De projekter, det kan dreje sig om, er opført på en liste i direktivets bilag II, der har mange sammenfald med med listevirksomhederne, der i Danmark skal underkastes en kapitel 5 godkendelse. Med henblik på VVM godkendelse af udvalgte virksomheder fra bilag II kan medlemsstaterne udpege visse typer projekter, eller fastsætte kriterier eller grænseværdier, der bestemmer om projektet skal gennemgå en VVM. (Rådets direktiv 1985, artikel 4.2)

Projekter, der ikke er omfattet af samlebekendtgørelse nr 903, 1991, men som er opført på listen over godkendelsespligtig virksomhed i miljøministeriets bekendtgørelse om godkendelse af liste virksomheder (Bekendtgørelse nr. 794 1991), skal gennemgå en kapitel 5 godkendelse. Listen over kapitel 5 godkendelsespligtige virksomheder har en høj grad af overensstemmelse med EF-

Direktivets Annex II liste over virksomheder, hvor det fra sag til sag skal afgøres, om de skal gennemgå en VVM procedure. Det er den danske opfattelse, at kapitel 5 godkendelsessystemet sammen med sektorplanlægningen opfylder VVM-direktivets minimumskrav.

*En obligatorisk VVM procedure skal følges for samlebekendtgørelsens virksomheder, og de omfatter virksomheder nævnt i direktivets bilag I. En række aktiviteter skal både gennemgå en VVM og en kapitel 5 godkendelse. VVM proceduren skal også følges for projekter udarbejdet i et landsplandirektiv. Projekter vedtaget gennem anlægslov og "vanddelen" af søhandelshavne skal følge de mål, der opstilles i direktivet. En egentlig VVM procedure kommer ikke på tale for de øvrige liste II virksomheder. EU-Kommissionen har kritiseret Danmark for, at der ikke er nogen screeningprocedurer i forhold til direktivets bilag II virksomheder.*

Implementeringen af EIA direktivet i EU landene er blevet evalueret af nationale regeringsuafhængige eksperter. På baggrund af den evaluering og andre erfaringer, Kommissionen har haft med direktivet, er der udarbejdet forslag til ændring af direktivet. Vigtige ændringer er; en præcisering af screeningprocedurer og formalisering af en scoping procedure. Desuden skal der opbygges et overvågningssystem. (Proposal 1994)

*Situationen er, at Danmark ikke kan opretholde sin tradition med nøje at beskrive, hvilke aktiviteter der skal miljøvurderes, og det er nødvendigt at ændre reguleringsgrundlaget, så screening er mulig.*

Bestående forurenende aktiviteter kan også være omfattet af VVM proceduren. Ændringer af projekter, der må antages at kunne medføre væsentlige miljøkonsekvenser, medfører et krav om VVM (Rådets direktiv 1985, bilag II.12 & 2.1 & 4.2).

Implementeringens ordlyd er "Bestemmelserne i § 3 stk. 1, omfatter nyanlæg samt væsentlige ændringer på bestående anlæg, der kan sidestilles med nyanlæg". (Bekendtgørelse nr 903, 1991.

bilag 1)

Hvilke oplysninger kræves ved en VVM?

I tilfælde af at projektet er VVM pligtigt, skal bygherren give følgende oplysninger:

- en beskrivelse af projektet med oplysninger om arealanvendelsesbehov
  - en beskrivelse af de væsentlige karakteristika for produktionsprocesserne, f.eks. type og mængde af de anvendte materialer
  - et skøn over type og mængde af reststoffer og emissioner i forbindelse med driften af det foreslåede projekt
  - en beskrivelse af påtænkte foranstaltninger med henblik på at undgå, nedbringe og om muligt neutralisere betydelige skadelige virkninger på miljøet
  - et ikke-teknisk resume af de fremsendte oplysninger.
  - en oversigt over de vanskeligheder, som bygherren er kommet ud for i forbindelse med indsamlingen af de fornødne oplysninger.
- (Rådets direktiv 1985, artikel 5.2 & bilag III)

Miljøministeren er bemyndiget til at fastsætte regler om, hvilke mindsteoplysninger der er nødvendige, for at en miljøvurdering kan foretages (LOP 1991, § 8).

De oplysninger, der skal foreligge i forbindelse med et påtænkt anlæg, fremgår af bilag 2 (Bekendtgørelse 903 1991), og hovedlinierne svarer til direktivets bilag III (Rådets direktiv 1985).

Offentlige myndigheder og private virksomheder skal give amtskommunen de oplysninger og foretage de undersøgelser, der er nødvendige for en vurdering af de miljømæssige konsekvenser. I forbindelse med udarbejdelse af landsplandirektiv kan miljøministeriet forlange oplysninger fra offentlige myndigheder og private virksomheder. (LOP 1991 Kap 2 & 3)

Direktivets krav om "en beskrivelse af de væsentlige karakteristika for produktionsprocesserne, f.eks. type og mængde af de

anvendte materialer" er i den danske implementering blevet udvidet med krav om en beskrivelse eventuelle risikofyldte produktionsprocesser eller andre miljøbelastende forhold (Bekendtgørelse nr 903, 1991 bilag 2, 1.2).

For anlæg på søterritoriet skal forslagstilleren belyse krav, der i hovedtræk svarer til de i samlebekendtgørelsen nr 903, 1991, bilag 2 angivne. (Bekendtgørelse nr 379, 1988)

*Der kan stilles krav om omfattende oplysninger til brug for vurderingen af projektets påvirkninger af miljøet herunder risikovurdering.*

#### BESKRIVELSE AF LOKALITETEN.

Bygherren skal give en beskrivelse af det miljø, som kan blive væsentligt berørt af det foreslåede projekt, herunder navnlig befolkning, fauna, flora, jord, vand, luft, klimatiske forhold, materielle goder, herunder den arkitektoniske og arkæologiske kulturarv, landskab og den indbyrdes sammenhæng mellem ovennævnte faktorer. (Rådets direktiv 1985, bilag III 3)

Dataindsamlingen skal også gennemføres efter de danske regler. Dog er der en ændring på et punkt, idet den danske implementering har udeladt "den indbyrdes sammenhæng mellem ovennævnte faktorer". Dette krav til viden om sammenhæng er erstattet med, at der skal oplyses om offentlighedens adgang til landskabet. (Bekendtgørelse 903 1991 bilag 2 3)

*Kravet, om at baseline oplysninger også skal samles med henblik på sammenhænge, indgår ikke i de danske krav.*

#### ANALYSE AF VIRKNINGER PÅ MENNESKER OG OMGIVENDE ØKOSYSTEMER.

Bygherren skal redegøre for, hvilke væsentlige virkninger projektet vil få som følge af;

- projektet som helhed,

- anvendelsen af naturlige ressourcer,
  - emissionen af forurenende stoffer, opståelsen af gener og bortskaffelse af affald
  - bygherren skal desuden angive, hvilke metoder der er anvendt til at forudberegne virkningerne på miljøet.
- (Rådets direktiv 1985, bilag III)

Kravet om redegørelse for hvilke væsentlige virkninger projektet vil få som følge af projektet som helhed, er ikke med i den danske implementering. De øvrige krav er bibeholdt. (Bekendtgørelse 903 1991 bilag 2 4)

*I direktivet er der lagt op til selvstændige undersøgelser, og vurderingerne skal ikke alene bygge på vejledninger. Direktivets oplæg til helhedsvurderinger er svækket i den danske implementering.*

#### ÆSTETISKE VIRKNINGER.

I vurderingerne skal indgå et anlægs landskabelige, økologiske og visuelle konsekvenser. (Lovforslag 152 1989)

*Som en nyskabelse i forhold til dansk miljøvurdering skal der lægges vægt på landskabsæstetiske virkninger.*

#### ALTERNATIVER.

Bygherren skal om fornødent udarbejde en oversigt over de væsentlige alternativer, som er undersøgt og give en begrundelse for valget under hensyntagen til miljøet. (Rådets direktiv 1985, bilag III)

Implementeringen af dette oplysningskrav er blevet til, at der skal gives en oversigt over de væsentligste alternativer og alternative placeringer, som har været undersøgt, og oplysninger om baggrunden for den ønskede placering under hensyntagen til virkningerne på miljøet. (Bekendtgørelse 903 1991 bilag 2 2)

*Hvor det med direktivets ordlyd kan være alternativer til projektet som sådan, bliver den danske implementering af alternativer reduceret til et spørgsmål om lokalisering. Forskellige alternativer skal beskrives, og valget skal begrundes.*

#### **FORANSTALTNINGER TIL AT NEDBRINGE SKADELIGE VIRKNINGER.**

Det er regionplanernes formål at danne en overordnet ramme for den øvrige myndighedsbehandling af pågældende anlæg, såvel efter planlov som efter den øvrige lovgivning, herunder de nødvendige tilladelser efter miljøbeskyttelseslovens kapitel 5. Det forudsættes, at regionplantilladelse og dermed VVM-tilladelse foreligger forud for de andre afgørelser. (Lovforslag 152 1989)

I regionplanen vil der i forvejen være optaget retningslinier om beliggenheden af virksomheder m.v., hvortil der af hensyn til forebyggelse af forurening stilles særlige beliggenhedskrav. Disse retningslinier tager også sigte på en række af de større enkeltanlæg, der omfattes af VVM proceduren. Den konkrete regionplanlægning, som skal finde sted for et sådant enkeltanlæg, vil således kunne ske med baggrund i disse retningslinier. (Lovforslag 152 1989)

En meget udførlig beskrivelse i redegørelsesform på et tidligt tidspunkt i forhold til projektansøgningen vil ofte vise sig at indeholde nogle usikkerhedsmomenter. Disse kan blive en begrænsende faktor i forhold til den mere detaljerede opstilling af vilkår i forbindelse med kapitel 5 miljøgodkendelsen. En udmøntning af undersøgelsen i regionplanretningslinier vil kunne løse dette problem. Dette indebærer, at de dele af redegørelsen, der af hensyn til miljøet ønskes tillagt en bindende karakter, optages som retningslinier. Der vil i princippet blive tale om immissionskravværdier for den konkrete undersøgte lokalitet. Disse vil i miljøgodkendelsen kunne omsættes til mere præcise krav til indretning af virksomheden og emissionskravværdier. (Planstyrelsen 1992)

Regionplanerne skal danne ramme for de senere tilladelser, og derved får redegørelsen for anlæggets virkninger på miljøet nærmest bindende karakter, idet en væsentlig fravigelse vil kunne rejse spørgsmål om, hvorvidt det pågældende anlæg er blevet miljøvurderet. VVM redegørelsen bliver således en meget udførlig og meget forpligtende undersøgelse af blandt andre de forureningsmæssige forhold forud for de andre myndighedstilladelser.

#### KOBLINGEN TIL ANDEN LOVGIVNING M.V.

Medlemsstaterne træffer de nødvendige foranstaltninger til, at de myndigheder, som på grund af deres særlige ansvar på miljøområdet kan blive berørt af projektet, får mulighed for at afgive udtalelse om ansøgningen om tilladelse. Disse myndigheder underrettes om de indhentede oplysninger. De nærmere regler for denne høring fastsættes af medlemsstaterne. (Rådets direktiv 1985, artikel 6.1)

Såfremt en medlemsstat konstaterer, at et projekt vil få signifikant virkning på miljøet i en anden medlemsstat fremsendes projektoplysningerne samtidig med, at de gøres tilgængelige for borgerne i oprindelseslandet. (Rådets direktiv 1985, artikel 7)

Når regionplanmyndighederne konstaterer, at anlæg omfattet af VVM, vil kunne få betydelig indvirken på miljøet i en anden stat underretter regionplanmyndighederne miljøministeren herom. (Bekendtgørelse nr 903, 1991 § 4)

Anlæg der skal VVM miljøvurderes med tillæg til regionplanlægning kan også være omfattet af andre tilladelse og godkendelser. Se tabel III,2.

Tabel III.2 : Projekttyper, der i Danmark skal gennemgå en VVM og anden dansk miljølovgivning.

PROJEKTTYPER	LOM. kap. 5	LOR	LON	Risi- ko.	Bek. 379
Råolieraffinaderier	x			x	
Store kraftværker	x				
Radioaktivt affald, opbevar.	x				
Store jern og stålværker	x				
Anlæg, der anvender asbest	x				
Motorveje og lufthavne			x		
Søhandelshavne					x
Destruktion af kemisk affald	x			x	
Landindvinding til landbrug			x		
Af og kunstvandingsprojekter			x		
Råstofudvinding		x			
Cement og moler produktion	x				
Kalkværker	x				
Anlæg på søterritoriet					x
Træimprægnering	x			x	
Medicinalindustri	x			x	
Kunstgødningsindustri	x			x	
Pesticidproduktion	x			x	
Råkemikalieproduktion	x			x	
Gaslagre	x			x	

Not: LOM betyder Lov om miljøbeskyttelse. LOR betyder Lov om råstoffer. LON betyder Lov om naturbeskyttelse. Risiko henfører til bekendtgørelse nr.545, 1988 (ny bekendtgørelse nr. 520 1990). Bek. 379 betyder bekendtgørelse nr. 379, 1988 om miljømæssig vurdering af anlæg på søterritoriet.

Kilder: Bekendtgørelse nr.903, 1991. Bekendtgørelse nr.379, 1988. Bekendtgørelse nr.545, 1988 (ny bekendtgørelse nr. 520, 1990). Direktiv EF 337, 1985. Johansen, 1991. Miljøstyrelsen, 1991.

Forurenende listevirksomhed skal have godkendelse efter kap 5.



(LOM 1991, § 33)

Grundvand og overfladevand må ikke indvindes uden tilladelse (Lovbekendtgørelse nr 337, 1985, § 18)

I forbindelse med indgreb overfor visse specificerede naturtyper skal der indhentes tilladelse. (LON 1992, § 3)

Amtsrådet meddeler tilladelse til erhvervsmæssig indvinding af råstoffer på landjorden. (LOR 1991, § 7)

(Bekendtgørelse nr 584, 1992)

Det tilstræbes, at regionplantillægget og en eventuel miljøgodkendelse gives samtidig.

For anlæg på søterritoriet, der varetages af trafikministeriet skal miljøministeriet eller en udpeget styrelse afgive en udtalelse. (Bekendtgørelse nr 379, 1988)

VVM proceduren kræver varierende tilladelser og godkendelser efter anden lovgivning afhængig af hvilken projektype, der skal miljøvurderes. For VVM pligtige virksomheder, der skal godkendes efter kapitel 5, vil modstridende krav og dobbeltarbejde let finde sted. Derfor søges VVM og kapitel 5 arbejdet udført, så afgørelserne kan gives samtidigt.

#### FORUDGÅENDE OFFENTLIGHED OG FORMIDLING AF REDEGØRELSE TIL IKKE TEKNISKE MÅLGRUPPER.

Medlemsstaterne sørger for;

- at anmodning om tilladelse såvel som indhentede oplysninger stilles til rådighed for offentligheden
- at de berørte dele af offentligheden får lejlighed til at udtale sig, inden projektet påbegyndes.
- de nærmere enkeltheder ved underretning og høring fastlægges af medlemsstaterne, som afhængig af de pågældende projekters eller steders karakter kan afgøre; hvilke dele af offentligheden, der er berørt, hvor oplysningerne kan indhentes, oplysningernes form og offentlighedens deltagelse og tidsetaper i proceduren,

så afgørelserne træffes inden for rimelige frister. (Rådets direktiv 1985, artikel 6)

Når der er truffet beslutning, stiller myndigheden følgende til rådighed for de berørte dele af befolkningen

- indholdet af beslutningen og de betingelser, der eventuelt er knyttet til beslutningen
- de begrundelser og betragtninger, der ligger til grund for beslutningen.

(Rådets direktiv 1985, artikel 9)

Direktivet berører ikke de kompetente myndigheders pligt til at overholde de enkelte staters bestemmelser om hensyn til industrielle hemmeligheder og forretningshemmeligheder samt af hensyn til almenvellet. (Rådets direktiv 1985, artikel 10)

Regler om forudgående offentlighed skal inddrage borgerne tidligt i regionplanarbejdet. Før udarbejdelse af et forslag til regionplan eller ændringer hertil indkalder amtsrådet ideer, forslag m.v. med henblik på planlægningsarbejdet. Borgerne får herved mulighed for at give deres synspunkter til kende, før myndighederne har lagt sig fast på en bestemt planløsning. Indkaldelse skal indeholde en kort beskrivelse af hovedspørgsmålene (retningslinierne) i den forestående planlægning og sker ved offentlig bekendtgørelse med en frist for afgivelse af ideer på mindst 8 uger. (LOP 1991 kap 6 & lovforslag nr 23, 1990 & lovforslag nr 152, 1989)

Såfremt der i forbindelse med et anlæg, der kræver en VVM procedure, bliver tale om at udstede et konkret landsplandirektiv, vil offentlighedens inddragelse ske efter samme regler som for en regionplangodkendelse.

Inden regionplantillægget vedtages, skal der afholdes en offentlige høring om projektet.

Ansøgning i forbindelse med anlæg på søterritoriet bekendtgøres ved Trafikministeriets foranledning i pressen, og der er mulighed for at fremsætte bemærkninger. Trafikministeren bestemmer i de enkelte tilfælde, om planer for anlægget skal fremlægges til

gennemsyn på et for offentligheden tilgængeligt sted. Hvis orientering af offentligheden foretages efter andre regler, kan trafikministeren bestemme, at førnævnte regler ikke skal følges. (Bekendtgørelse 379 1988)

Efter amtsrådets vedtagelse af et regionplantillægsforslag offentliggøres dette med tilhørende redegørelse, og der fastsættes en frist for fremsættelse af indsigelse m.v. mod planforslaget på mindst 8 uger. (LOP 1991, § 24)

I offentlighedsperioden kan såvel borger som interesseorganisationer gøre indsigelser overfor regionplantillægget. Amtsrådet skal ved udløbet af offentlighedsperioden gennemgå de indkomne indsigelser samt kommentere disse. Amtsrådet skal endvidere vurdere, om indsigelserne giver anledning til at ændre ved miljøvurderingens konklusioner.

Efter udløbet af fristen kan amtsrådet vedtage forslaget endeligt. Et planforslag kan ikke vedtages, hvis miljøministeren rettidigt til varetagelse af begrundede statslige interesser har fremsat indsigelse overfor forslag til regionplan. (Vetoret) (LOP 1991 kap 6)

VVM-proceduren indebærer en offentlighedsperiode inden endelig beslutning, og en sådan formel for offentlighed findes ikke i kapitel 5 godkendelsessystemet.

I Danmark anbefales det af miljøministeriet, at tage offentlige møder i brug som en del af den offentlige høringsproces.

Trafikministeriet har mulighed for at fastsætte andre offentlighedsregler. Ved offentliggørelse af et konkret projekt skal redegørelsen indeholde en konkret vurdering af et projekts påvirkninger af en konkret lokalitet. Offentlighedsproceduren fremtvinger dermed en tidlig samlet afvejning og fremstilling af alle de komponenter, der indgår i projektet.

Der er en åben adgang til at komme med indsigelser i forhold til projektforslaget. Retslige spørgsmål kan behandles af Naturklagenævnet (LOP), men der er ingen mulighed for at anke VVM afgørelsen. Amtsrådets kapitel 5 godkendelse, om en sådan skal

*indhentes, har først gyldighed efter udløbet af en fire ugers ankefrist. Den berørte offentlighed har mulighed for at anke amtsrådets tilladelse til miljøstyrelsen og i principielle sager til miljøklagenævnet.*

## REFERENCER TIL VVM PROCEDUREN.

Bekendtgørelse nr 438, 1987. Bekendtgørelse om ikrafttræden af bestemmelser i naturfredningsloven, råstofloven og lands- og regionplanlovene. Miljøministeriet 22.6.

Bekendtgørelse nr 379, 1988. Bekendtgørelse om miljømæssig vurdering af anlæg på soterriet. Trafik- og kommunika- tionsministeriet. 1.7.

Bekendtgørelse nr 545, 1988. Bekendtgørelse om vurdering af sikkerheden i forbindelse med risikobetonede aktiviteter, der kan medføre et større uheld. Miljøministeriet. 16.9.

Bekendtgørelse nr. 794 1991. Bekendtgørelse om godkendelse af listevirksomhed. Miljøministeriet. 9.12.

Bekendtgørelse nr 903, 1991. Om supplerende regler i nedfø af lov om planlægning (Samlebekendtgørelse). Miljøministeriet, 17.12

Bekendtgørelse nr 119, 1991. Bekendtgørelse om miljøgodkendelse m.v. af de anlæg, der er omfattet af miljøvurderinger i henhold til lov om lands- og regionplanlægning (VVM). Miljøministeriet. 26.2.

Bekendtgørelse nr 584, 1992. Om miljøgodkendelse m.v. af de anlæg, der er omfattet af miljøvurderinger i henhold til lov om planlægning (VVM). 24.6.

Council Directive 1985. On the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment. 27.6. (85/337/EEC)

Johansen,G., 1991. "Oversigt". Notat. Planstyrelsen.

LOM 1991. Lov om miljøbeskyttelse. Nr 358, Miljøministeriet. 6.6.

LOP 1991. Lov om planlægning. Nr 388, Miljøministeriet. 6.6.

LOR 1991. Lov om råstoffer. Nr 357, Miljøministeriet. 6.6.

Lovbekendtgørelse nr 530, 1984. Bekendtgørelse af lov om naturfredning. Miljøministeriet. 10.10.

Lovbekendtgørelse nr 337, 1985. Bekendtgørelse af lov om vandforsyning m.v.. Miljøministeriet 4.7.

Lovbekendtgørelse nr 617, 1987. Bekendtgørelse af lov om råstoffer. Miljøministeriet. 24.9

Lovforslag nr 152, 1989. Forslag til lov om ændring af lov om lands- og regionplanlægning, lov om regionplanlægning i hovedstadsområdet og lov om miljøbeskyttelse (VVM - vurdering af virkninger på miljøet). 10.1.

### DEL III : VVM PROCEDUREN I DANMARK

---

Lovforslag nr 23, 1990. Forslag til lov om planlægning. 4.10.

Planstyrelsen 1992. Notat til Miljøministeriets departement vedr. VVM-vurderingen i tilknytning til forslag til tillæg nr 36 til Kommuneplan 1989 for Københavns Kommune. 11.5.

Proposal 1994. Proposal for a Directive Amending 85/337/EEC.

Rådets direktiv, 1985. Om vurdering af visse offentlige og private projekters indvirkning på miljøet. 27.6. (85/337/EEC)

Vejledning nr 67, 1992. Vejledning om planloven. Lands- og regionplanlægning. 20.5.

## DEL IV : METODER ANVENDT I MILJØVURDERINGER.

Afgrænsningen og systematiseringen af metoder til forudsigelse af et projekts miljøpåvirkninger er vanskelig. Indenfor de enkelte videnskabelige hovedområder og discipliner har metoder deres særlige formål, der sjældent er i overensstemmelse med den anvendelse, der finder sted i forhold til miljøvurderinger, hvor de ofte anvendes i meget modificerede og praktiske udgaver. Desuden er metoder ikke statiske, ligesom de ofte blandes sammen i praksis. Metodeanvendelse i miljøvurderinger er generelt ikke veldefineret. Følgende afgrænsning af begrebet metode vil blive benyttet: Metode er en systematisk analytisk eller syntetisk fremgangsmåde, der er bestemt til at fremskaffe en viden i forhold til et projekts miljøbelastning.

En række eksempler kan anskueliggøre anvendelsen af dette metodebegreb:

### Eksempler på metoder med tilknytning til en naturvidenskabelige tradition:

En lokalitets plante- og dyreliv kan kortlægges med henblik på at fastlægge baggrundsværdier for en kommende påvirkning. En lang række specifikke metoder tages i brug for en systematisk indsamling af planter og dyr.

Biologiske data kan bestå af en generel viden om en type økosystemer, og det vil ofte være et skøn, om analysen kan vurderes til at være en metode.

Toksikologi omfatter metoder til forudsigelse af viden om emissioners toksikologiske effekter på planter, dyr og mennesker. Toksikologiske vurderinger kan bygge på generaliseret viden, dvs at den toksikologiske effekt er den samme overalt under de tilsvarende omstændigheder. Toksikologisk viden får derved karakter af at være en indikator for risikoen ved en bestemt kombination af stof og organisme. Toksikologisk viden af den karakter er veldefineret, men tolkningen i forhold til et konkret udlednings/naturforhold er ofte usikker.

Eksempel på metoder med tilknytning til en teknologiske tradition:

Produktionsprocesanalyser kan have metodisk karakter i beskrivelsen af den pågældende aktivitets teknologi og stofomsætning. Teknologianalyser kan danne grundlag for råstofsubstitution, renere teknologi og genanvendelse.

For en given teknologi kan massebalancer for de potentielle stofstrømmes beskrives. Metoden bygger på stoffers konstans.

En planlagt aktivitet kan vurderes ud fra scenarier, der beskriver forskellige udviklingsforløb og vurderer forløbenes muligheder for at opfylde de opstillede mål. I den sammenhæng kan scenarier udgøre en metode til forudsigelse af nødvendigheden af anlægget.

Risikovurderinger bygger på akkumulerede erfaringer om uheld eller ulykker med tilsvarende anlæg. Metoder til risikoanalyse beregner på et empirisk grundlag sandsynligheden for uheld.

Eksempler på metoder med tilknytning til en samfundsvidenskabelig tradition:

Det kan være diskutabelt, hvad der skal opfattes som en metode indenfor samfundsvidenskaben, fordi teori og metode er tæt sammenvævet.

Det er relativt oplagt, at arbejdsmarkedsanalyser med en systematisk undersøgelse af beskæftigelsesforhold og uddannelsesforhold hos arbejdskraften kan betragtes som en metode.

Cost/benefit analysemetoder er en mulighed for systematisk at vurdere et projekt.

Der kan være en metodisk karakter i høringer, der lader interessenter komme til orde og frembære deres forventninger til et projekts konsekvenser.

Metoder med tilknytning til en tværvidenskabelig tradition:

Scenarier kan betragtes som en metode, der udstikker forskellige

aktivitets-udbygningsmuligheder og vurderer de dertil knyttede økologiske, sociale og økonomiske konsekvenser.

## ØKOLOGISKE METODER I DANSK MILJØREGULERING.

Indførelsen af VVM proceduren i Danmark i 1989 har været med til at klargøre behovet for at kunne forudsige miljømæssige konsekvenser af projekt aktiviteter. VVM er beregnet på at blive udført på nye projekter, og målet er at kunne forudse og eliminere et planlagt projekts miljøbelastninger.

I Danmark har miljømyndighederne en lang tradition for at forudse miljøbelastninger af nye aktiviteter. For at kunne forudse kommende projekters skadevirkninger bruges viden, der kan grupperes på følgende måde:

- Sammenlignende erfaringer. Der er erfaringer fra forurenende projekter, der kan udnyttes til at mindske miljøproblemer med nye tilsvarende projekter.
- Gennem eksperimentelle resultater og felt undersøgelser kan anvendte stoffers skadevirkninger på mennesker, dyr og planter forudses.
- Forskellige modeller over stoffers spredning kan give grundlag for at vurdere, om recipienter (modtagere) kan klare påvirkninger fra et nyt projekt.

Myndighederne anvender sjældent direkte sammenligninger med tilsvarende projekter, toksikologiske data og modeller som metoder i sagsbehandlingen, når nye aktiviteter skal godkendes. Bekendtgørelser og vejledende normer dækker en meget stor del af krav, der erfaringsmæssigt vil blive stillet til en kommende aktivitet.



## BÆREDYGTIGHED OG ØKOLOGI I REGULERINGEN.

Miljøreguleringens sigte har ændret sig gennem årene. Fortyndingsreguleringen baseret på emissionsnormer for enkelte kilder er blevet erstattet/suppleret med en regulering, der retter sig mod en generel begrænsning/fjernelse af skadelige udslip. Forståelsen er voksende for, at miljøproblemerne skal ses i en sammenhæng, og af at alle udslip har en betydning. Miljøreguleringen tager nye virkemidler i brug i forhold til at begrænse påvirkningerne mellem aktiviteter og natur.

Miljøhandlingsplaner kan nævnes som et vigtigt virkemiddel overfor projekters emissioner. For en lang række områder er der gennem handlingsplaner lagt mere eller mindre bindende rammer for afvikling af udledninger eller reduktion af ressourceforbrug. Der er handlingsplaner for reduktion af energiforbrug, pesticidanvendelse, svovldioxidudslip, kuldioxidudslip mm. Planernes målsætninger er typisk en procentvis reduktion opnået i løbet af en fastlagt årrække. Indgrebene har deres begrundelse i en generel bekymring for miljø forholdene, hvorimod der i de fleste tilfælde ikke er nogen dokumentation for, at opfyldelsen af målsætningerne er tilstrækkelige til at sikre et tilfredsstillende miljø.

Bæredygtighed fremføres i den politiske debat som et princip, der skal indgå i nye miljøtiltag, men indholdet er ofte uklart. Et konkret eksempel på vanskelighederne med at omsætte bæredygtighed til perspektivrig handling kan hentes fra landbrugsområdet. I Regeringens Handlingsplan for Miljø og Udvikling hedder det "Dansk jordbrug skal være bæredygtigt, dvs det både skal fungere og udvikles i balance med økologiske kredsløb i naturen og være økonomisk uafhængigt" (Regeringens Handlingsplan 1988). I Handlingsplanen for en bæredygtig udvikling i landbruget redegøres der for, hvordan vandmiljøhandlingsplanens målsætning om en halvering af kvælstofudvaskningen fra landbruget kan opnås, samtidig med at landbruget er konkurrencedygtigt og økonomisk uafhængigt inden for rammerne af EF's landbrugspolitik. Planen lægger megen vægt på at analysere de markedsbestemte landbrugsstrukturelle ændringer, og miljøaspekterne reguleres som pro-

centvise reduktioner af kvælstof og sprøjtegifte. (Landbrugsministeriet 1991)

Rapporten om det bæredygtige landbrug udvikler ikke nogle selvstændige metoder til at analysere landbrugets stofflige og energetiske forhold endsige opstiller nogle økologisk baserede målsætninger for bæredygtig landbrugsproduktion.

Formålet med nærværende artikel er, at afklare begreber omkring projekt og natur og tilvejebringe et overblik over de metoder, myndighederne anvender til forudsigelse af naturbelastninger ved nye projekter. Desuden vil økologiske metoder og principper blive diskuteret, med henblik på udviklingen af helhedsorienterede vurderinger og med henblik at kunne prioritere miljøbelastninger. Sigtet er, at forbedre det økologisk faglige grundlag for en projekt godkendelse, så beslutningerne i forhold til et kommende projekt belaster det samlede miljø mindst muligt og fremmer bæredygtighed mest muligt.

Bæredygtighed er et helhedsorienteret begreb, som defineres i bogen "Vor Fælles Fremtid" fra 1987, som en samfundsudvikling, der tilfredsstiller de nuværende generationers behov uden at mindske fremtidige generationers muligheder for at tilfredsstille deres behov. Denne definition bidrager politisk til en bedre miljøreguleringen ved at lægge op til en helhedsvurdering og ved at fremhæve det lange tidsperspektiv over generationer.

Bæredygtighedsdefinitionen lægger op til den totale analyse af samfundsaktiviteter over et langt tidsspan. Der er ikke realistiske metoder for sådanne totale analyser af projekters eller sektors bæredygtighed (Brklacich 1991). Betydningen af bæredygtighed er stærkt afhængig af om begrebet anvendes i et socialt, økonomisk eller bio-fysisk perspektiv (Brown 1987). Mange bæredygtighedsundersøgelser tager udgangspunkt i denne tredeling og anvender bio-fysiske metoder til belysning af bæredygtighed i forhold til forskellige aktiviteter (Giampietro 1991). Focus for mine overvejelser om analysemetoder i forhold til bæredygtighed vil være de bio-fysiske forhold, og denne reduktion af bæredygtigheds kompleksiteten er valgt for at kunne diskutere realistiske metodikker.

Økologien er som naturvidenskabelig diciplin studiet af dynamikken og samspillet mellem de levende og døde dele af naturen. Økologien behandler vekselvirkningen mellem den døde natur og den levende natur, mellem de levende væsener indbyrdes og mellem de levende væsener og deres omgivelser. Som naturvidenskab handler økologi om forhold i de dele af økosystemerne, hvor samfundsmæssige aktiviteter kun har indirekte indflydelse. Begrebet økologi har en bredere anvendelse f.eks i den politiske terminologi og indenfor planlægningen. I disse anvendelser har økologibegrebet mening som analogier til funktioner i naturlige økosystemer. Et økologisk landbrug skal således forstås som et landbrug, der er mere i overensstemmelse med de naturlige om sætningerne end et konventionelt landbrug. I den følgende fremstilling vil jeg begrebsmæssigt fastholde en adskillelse mellem økologi som naturvidenskab og en analog anvendelse af økologiske principper og metoder i forhold til miljøplanlægning.

## BEGREBERNE PROJEKT OG NATUR.

For et hvilket som helst projekt (kilde) er der talrige påvirkningsmuligheder af omgivelserne (naturen), ligesom omgivelsernes respons også åbner for uendelige påvirkninger i rum og tid. Udgangspunktet for at overskueliggøre påvirkninger af naturen skal tages i en analyse af projektet med henblik på kilderne til potentiel belastning. Kilder og naturpåvirkninger er uløseligt forbundne i en miljøvurderingssammenhæng, og et planlagt projekt skal beskrives i en grad, så det er muligt at vurdere påvirkninger af naturen. Det første vurderingsproblem drejer sig om at "skille" projektforslaget ad, så teknologi og stofudslip kan identificeres.

For at få et overblik over udledningerne kan det være hensigtsmæssigt at skelne mellem punkt kilder og diffuse kilder.

En punktkilde er et projekt, hvor emissionerne vil ske fra et overskueligt antal steder i processen, f.eks fra en industri. Disse udledninger vil blive spredt og fortyndet. For en punktkilde er det muligt at udarbejde en oversigt over produktionsprocessen og opgøre forbruget af råmaterialer og hjælpestoffer og

udslippene (Schroll 1989). Miljømæssigt problematiske stoffer kan relateres til bestemte trin i processen, og alternativer kan foreslås i relation hertil. Spredningsveje og fortynding af de udledte stoffer kan beregnes i forhold til afstanden fra punktkilden. Ud fra forøgede stofkoncentrationer kan miljøbelastningen vurderes og reguleres i passende omfang.

En diffus kilde vil typisk være et infrastruktur projekt som f. eks. en motorvej. De mange bevægelige enheder på en motorvej vanskeliggør pålidelige beregninger for forureningens spredning, og det er svært at relatere kilde og påvirkning. For en analyse er det en praktisk mulighed at afgrænse et passende større område og beskrive væsentlige belastende emissioner indenfor afgrænsningen (Schroll 89).

Når et projektforslag er udgangspunkt for vurdering, er naturen i princippet alt det, der er udenfor projektet. Som nævnt fokuseres her på de bio-fysiske forhold, men selv med den indsnævring er natur et meget alment begreb, der for praktiske analyser kræver yderligere afgrænsninger.

Et projekt skal altid realiseres i forhold til eksisterende natur, på baggrund af hvilken de mulige virkninger skal vurderes. Det er nødvendigt at kende baggrundsværdier for naturforholdene på projektets lokaliseringssted, og det er ofte en meget omfattende opgave at indhente disse informationer. Naturbaggrund begrænser sig ikke til den eksisterende viden. Da naturen hele tiden forandrer sig, vil baggrundsværdierne ikke nødvendigvis være identiske med den øjeblikkelige natursituation. Naturvilkårene varierer også uden projekt, i og med at naturlige og halv-naturlige successionsprocesser foregår. Projektets virkninger skal altså vurderes som bidrag til allerede eksisterende varierende niveauer. Hvor det drejer sig om udledte stoffer, der accellererer eksisterende biologiske processer i økosystemerne og toksiske stoffer som tungmetaller, der findes i naturen, er baggrundsværdier nødvendige. Anderledes stiller det sig med toksiske stoffer som en række pesticider, der ikke har nogen naturlig forekomst. Vurderingen af deres tilstedeværelse f.eks. i grundvand kræver ikke baggrundsmålinger, idet de teoretisk er

nul, men i praksis bestemt af målemetodernes detektionsgrænse.

Det er meget udbredt at opfatte naturen som delt i **recipienter**. Opdelingen kan være tredelt.

1. Luft, vand og jord.
2. Levende dele af omgivelserne, dvs mennesker, planter og dyr.
3. Det menneskeskabte miljø, dvs bygninger, monumenter.

Med den natur og omgivelsesopfattelse, der er indbygget i recipientbetragtninger, kan der etableres en årsags virknings sammenhæng mellem kilden og påvirkningen af naturen. Det er muligt at systematisere undersøgelserne af projektbelastninger ved at gennemgå identificerede stoffers virkning på de døde omgivelser og de levende omgivelser. Når sammenhængen mellem kilde og påvirkning er fastslået i tilstrækkelig grad, kan miljømyndighederne regulere f.eks med kravværdier, hvis belastningen skønnes at føre til en uacceptabel situation. Natur som summen af recipienterne passer til en regulering af punktkilder.

Naturen kan også beskrives ud fra en økologisk betragtning, hvor økosystemet afgrænser det område, indenfor hvilke påvirkningerne skal analyseres. Kloden kan opfattes som et økosystem. I mange sammenhænge er det praktisk at bruge et økosystembegreb på mindre områder. Et **økosystem** er et afgrænset område med dets organismer. En skov, en sø, en mark etc er økosystemer, og afgrænsningen er en praktisk ramme, man kan lægge ned over et område for at kunne overskue det. (Begon 1990)

Med en økologisk orienteret naturopfattelse lægges der vægt på dynamikken i økosystemer og på helheder og overblik. Dynamikken i naturen beskrives indenfor den økologiske videnskab, men der er ikke nogle principielle problemer i at analysere dele af de samfundsmæssige aktiviteter efter samme principper. Projekter kan f.eks. analyseres i forhold til deres potentielle indflydelse på naturlige **energistrømme** og **stofkredsløb** i et afgrænset økosystem. Naturbegrebet lægger her vægt på dynamikken i økosystemet i form af **energistrømme** og **stofkredsløb** og strukturerne i naturen, som

bærer energistrømme og stofkredsløb.

Projektvurderinger i forhold til en opfattelse af natur som recipienter eller som dynamiske integrerede processer udelukker ikke hinanden. Naturopfattelserne skal ses som praktiske veje til at skabe et overblik over et projekts virkninger.

De to opfattelser af natur præsenterer ikke nogen tilstrækkelig afgrænsning af natur, fordi der er andre kvalitative egenskaber ved omgivelserne, der ikke dækkes ved en recipient eller stof/energi betragtning, f.eks diversitetsforhold i økosystemerne.

For udledte stoffer kan der være tale om direkte og indirekte virkninger. I forbindelse med organisk stof udledt til vandøkosystemer kan der forudses en direkte virkning i form af et iltforbrug. Efter nedbrydning af det organiske stof frigøres næringssalte, og deres bidrag til øget plantevækst er så en indirekte virkning af udledningen. Virkningerne af den organiske stofudledning kan således både være toksiske ved at forårsage et lavt iltindhold, og senere virke vækststimulerende overfor alger.

## METODER ANVENDT TIL MILJØFORUDSIGELSE.

Miljøbegrebet anvender jeg om de forhold, som optræder i forholdet mellem aktivitet og natur. En række forskelligartede metoder er til rådighed, når det handler om at forudsige projekters virkninger på naturen. Mange af de miljøforudsigelsesmetoder, der anvendes, er ikke specielt udviklede til at besvare spørgsmål om kommende virkninger. Mange metoder har deres oprindelse indenfor teknologiske dicipliner og områder som biologi, fysik, hydrologi, matematik og kemi.

I forhold til metoderne for miljø analyser er de praktiske rammer betydende, idet der i praksis arbejdes under et betydeligt tidspres og utilstrækkelig ressourcetildeling. Sofistikerede miljøanalyser vil det ofte være vanskeligt at udvikle og gennemføre, så metoderne bliver relativt pragmatiske.

En oversigt over metoder anvendt til forudsigelser kan klassificeres på følgende måde. Se også tabel IV.1.

**Teknologianalyser** bliver anvendt for at beskrive projekternes teknologier i passende dele, så råstofforbrug og hjælpestofforbrug kan kvantificeres. (Schroll 89)

**Matematiske/fysiske modeller** kan specificere sammenhænge mellem projekter og virkninger overfor naturen. Modellerne varierer meget i forhold til deres kompleksitet og informationskrav. Med en strømningsmodel for det aktuelle vandøkosystem kan stofindholdet i vandet beregnes i forskellige afstande fra punktkilden. En sådan matematisk models forudsætninger vil være data om klima, tidevand, strømforhold, evt baggrundsværdier af stoffet mm.

Fysiske modeller kan være arbejdsmodeller, som gengiver en recipient f.eks. i form af vindtunneler, som kan bruges til at forudse stoffers spredning i luft.

Forsøg på at udarbejde natur modeller strander i mange tilfælde på, at modellerne bliver uhyre komplekse og vanskelige at anvende. (Hansen 1990)

Modeller med mere præcise mål har større anvendelighed.

Et stort og mangeårigt modelarbejde er udført for at beregne den afgravning af bunden, der skal sikre uændret vandgennemstrømning gennem Storebælt efter den faste forbindelse er bygget (Poulsen 1992).

RAINS modellen er et eksempel på en integreret miljømodel, som anvendes på internationalt europæisk niveau i bestræbelserne på at regulere emission, som bidrager til forsurening af naturen i Europa. (Sørensen 1993)

Effekten af stoffer kan beregnes, hvis man kender stoffets virkninger.

**Felttoksikologiske metoder** dækker over erfaringer med skader på dyr og planter (epidemiologiske undersøgelser), niveauer af forskellige stoffer i økosystemerne (bioindikatorer) og forskellige former for burforsøg eller kamre under naturlige forhold. Fælles for metoderne er, at de beskriver resultatet af

en samlet belastning, men det kan være vanskeligt at relatere konsekvenserne til bestemte kilder.

Gennem laboratorie eksperimentelle metoder kan stoffers toksicitet vurderes. Et toksikologisk eksperiment er underlagt krav om reproducerbarhed, og derfor må der være en målbar parameter, der ønskes undersøgt, og et målbart respons. Eksperimenter er normalt relativt simple forsøgsopstillinger med et stof overfor en organisme. Eksperimentelle forsøg kan opdeles i korttidsforsøg med respons af typen; dødelighed, hæmning, adfærdsforstyrrelser, biokoncentration, og nedbrydning; og langtidsforsøg med respons som; virkninger på vækst og reproduktion.

Dyr og planter reagerer forskelligt på det samme stof, og de fysiske kemiske vilkår og tidsfaktoren har stor indflydelse på resultaterne. Derfor er der for samme stof mange forskellige koncentrationer, der kan forårsage skade. Det enkelte forsøgsresultat kaldes en tærskelværdi. Myndighederne kan vanskeligt administrere en flæthed af skadeniveauer for samme stof, og derfor fastsætter videnskabelige ekspertkomiter grænseværdier, der ikke bør overskrides i forhold til bestemte recipienter. Da det videnskabelige materiales kvalitet ofte er begrænset anvendes sikkerhedsfaktorer, som reducerer de anbefalede grænseværdier. Grænseværdier fastsat ud fra videnskabelige kriterier er ofte teknisk og økonomisk uacceptable, og derfor bliver det praktiske instrument såkaldte kravværdier. Kravværdier er myndighedernes reguleringsinstrument. Kravværdier er retsvirkende og fastsat efter miljømæssige, økonomiske og tekniske hensyn. Det er kravværdier, som optræder i de fleste lister over, hvad der må udledes. Kravværdier optræder for eksempel for vand recipienter (Vejledning fra Miljøstyrelsen 1983), for luftforureningsområdet (Vejledning fra Miljøstyrelsen 1990) og for udspredning af slam på landbrugsjord (Bekendtgørelse 1989).

I alle forudsigelser ligger der usikkerheder, men de kan have forskellig karakter. Mange eksperimentelle toksikologiske metoder er reproducerbare med rimelige usikkerheder (Schroll 1983). Usikkerhedsproblemet vokser, når et specifikt delresultat skal bruges til at forudse virkningerne af et ikke realiseret projekt



med mange interfererende stoffer, specifikke spredningsforhold og omsætningsforhold. I den situation er f.eks. synergistiske og antagonistiske virkninger mulige. Ved at udføre toksiske eksperimenter med blandinger af spildevand tages der højde for f.eks. industrispildevandets kompleksitet. Tolkningen af virkningen på økosystemet lettes dog ikke af disse forsøgsresultater, selv om koblingen mellem kilden og bestemte eksperimentelle skadevirkninger forbedres (Miljøprojekt 1992).

Beskrivelse af projektforslag skal være så detaljerede, at de toksiske stoffer kan identificeres ligesom tilstedeværende organismer og fysisk/kemiske forhold i de pågældende recipienter. Vurderingen af et stofs toksicitet må i første omgang bero på litteratur og vejledninger og maximale kravværdier. Viden om den eksperimentelt bestemte toksicitet vil være en nødvendighed, hvis vægten lægges på at vurdere miljøhensyn, idet kravværdier altid indeholder et element af økonomisk nødvendighed.

**Monitering af recipienter.** Sommetider er det ønskværdigt i forudsigelsen af miljøpåvirkninger at skelne mellem påvirkningens størrelse og dens betydning set i relation til de målsætninger, der er for miljøet. Adskillelsen begrundes i, at en numerisk stor mængde udledt stof ikke behøver at føre til en overskridelse af gældende målsætninger. Det kan f.eks. gælde udledning af organisk stof og næringssalte til havområder, kuldioxid til luften, gylle på markerne. Gennem årene har der været opereret med en accept af, at visse udledninger - nemlig sådanne der forstærkede eksisterende processer på en måde, så forholdene ikke blev utålelige - var mere acceptable end direkte toksiske virkninger. For at vurdere rimeligheden af at udlede stoffer monitoreres en række økosystemer. Mest udviklet er systemet for vandøkosystemer, hvor amterne måler en række parameter med henblik på at fastslå, hvad der kan udledes, samtidig med at andre interesser tilgodeses (recipientkvalitetsplaner eller vandområdeplaner). På andre områder som drænvand, grundvand og luftkvalitet findes der tilsvarende monitoringer.

For luftforurening anvendes begrebet Critical Load (naturens tålegrænse). Udgangspunktet er, at naturen til en vis grænse kan tåle visse typer af forurening. Critical Load angiver hvor meget

forurening f.eks. svovldioxid, som kan tilføres et økosystem, uden at skadelige effekter opstår. Man går ud fra den tilgængelige naturvidenskabelige viden og ser på et tidsperspektiv på 25-50 år. Da belastningsgrænsen ikke kan bestemmes og realiseres for mange forureninger, formuleres en Target Load, der er et politisk bestemt mål.

Projekters emissioner må vurderes i forhold til deres belastningsbidrag, og det er på udvalgte områder muligt, fordi der er et stort baggrundsmateriale til rådighed for vurderinger. (Miljøstyrelsen 90)

**Erfaringsorienterede metoder** identificerer og analyserer en sammenlignelig situation med et planlagt projekt og dets tilsvarende omgivelser. Ud fra beskrivelser af eksisterende cases trækkes paralleller til et aktuelt projekt og herudfra forudsiges forventelige påvirkninger. Sammenlignelig information kan indhentes fra relevant litteratur eller gennem besøg. Guidelines for projekttyper findes udarbejdet i internationale sammenhænge, og deres grundlag er netop tidligere erfaringer med miljøbelastninger (World Bank 1991). Risikovurdering er en særlig statistisk form for opsamling af erfaringer med især ulykker i forbindelse med farlige produktioner.

**Særligt følsomme økosystemer.** En række kvalitative forhold ved økosystemerne kan have stor betydning for at vurdere belastningen af økosystemerne, men disse parametre kan være vanskelige at gøre operationelle. Begrebet særligt følsomme økosystemer er en pragmatisk måde at søge at dække bestemte vanskeligt målbare forhold omkring økosystemer. Det er velkendt, at bestemte naturtyper efter et indgreb kan være lang tid om at nå tilbage til den oprindelige tilstand (resilience), og et sådant økosystem kan betegnes særligt følsomt. I Danmark er der mange velbeskrevne eksempler på problemer i forbindelse med økosystem typer som klitområder, hedestrækninger, moser, søer, kystnære områder. Nye projekter med indflydelse på sådanne områder vil i nogle sammenhænge bremses af den danske lov om naturbeskyttelse. Begrebet følsomme økosystemer kan imidlertid også bruges til at beskrive meget forurenede områder, hvor en yderligere belastende aktivitet kan være uacceptabel, fordi forureningen samlet bliver

for skadelig.

En internationalt udbredt metode er indsamling af ekspert udsagn i en bestemt sag. Ekspertudsagn kan indsamles, og konsensus kan forsøges tilvejebragt f. eks ved Delphi metoder. Konkensus metoden er første gang anvendt i Danmark i 1987 til at klarlægge sammenhængene mellem NPO og iltsvindproblemer i Kattegat. Ved en konsensuskonference forsøgte faglige kredse at blive enige om kilderne til forureningen, og den regerings støttede konference udarbejdede så en status over den veldokumenterede viden.

De identificerede og gennemgåede grupper af metoder anvendes direkte og indirekte i forhold til danske miljøvurderinger. I tabel IV.1. er metodernes anvendelse vægtet i forhold til den opdeling af projekt og natur, der tidligere er skitseret. Se tabel IV.1.

Tabel IV.1. : Prognosemetoders anvendelse i Danmark vurderet i forhold til kilder og natur. Grupper af metoder med en klar anvendelse til forudsigelse i forhold til en parameter er angivet med ++; mindre klar prognoseværdi +; og kan ikke siges -.

Prognosemetode	Projekt/kilde		Natur	
	Punkt kilde	Diffus kilde	Recipi-ent	økologisk betragtn.
Teknologi analyser	++	+	-	-
Matematisk/-fysiskmodeller	++	+	+	-
Felttoksikologiske metoder	-	-	+	++
Laboratorie eksperimentelle metoder	-	-	++	+
Monitering af recipienter	-	-	++	+
Sammenlignelige situationer	++	++	+	+
Særlig følsomme økosystemer	-	-	+	++
Ekspert komiteer	-	++	++	+

Det ses, at en række af de metoder, der anvendes i miljøvurderinger, kan omfatte dynamikken i økosystemerne (økologisk

betragtning).

## ØKOLOGISKE PRINCIPPER OG METODER.

Økologi og analogier til analyser af projekter og bæredygtighed er nøglebegreber i forhold til de bio-fysiske aspekter. Begge begreber er karakteriseret ved at være helhedsorienterede, og svære at anvende metodisk. Jeg vil i dette afsnit diskutere økologiske teorier og analysemetoder og koble resultaterne til bæredygtighed. Min hypotese er, at der eksisterer en form for ligevægtstilstand i naturen med særlige stabile karakteristika, og at indarbejdelse af disse principper i miljøvurdering giver mening i forhold til at vælge metoder og dermed skabe grundlag for at fremme en mere bæredygtig udnyttelse af naturen. Der kan opstilles metoder, der altid bør bruges i forhold til forudsigelser om et projekt og dets naturbelastning.

### ØKOLOGISK LIGEVÆGT ELLER HAR NATUREN ET MÅL?

For at overskueliggøre den økologiske dynamik tages der i systemøkologien udgangspunkt i begreber som energi og stof. Energi og stof er forskellige egenskaber ved det samme materiale. Alt liv opretholdes ved omsætninger af energi og stof. Stof, der stammer fra levende organismer, kaldes organisk stof, og resten er uorganisk stof.

Energi og stof er forskellige egenskaber ved det samme materiale. Brændes et stykke træ opstår der varme, og der bliver aske og røg tilbage. Den energi, der var bundet i træet bliver frigjort som varme fra stoffet. Stoffet findes som aske (næringssalte mm) og røg (kuldioxid mm).

Energien til at opretholde alt det levende kommer fra solen, og det levende afgiver energien igen som varme. For hele jordkloden skal der gerne være balance mellem solenergiindstrålingen og varmeudstrålingen til verdensrummet for ellers ændres leveforholdene på jorden. Energien løber således som en strøm gennem det

globale økosystem. Stoffet er derimod i praksis altid det samme og bundet til jorden og dens atmosfære.

Planter vokser og forudsætning for alt højere liv. Planter fanger solstrålernes energi og omsætter noget af den til blade, stængler, rødder, blomster etc. Planter spises af dyr, der kan spises af rovdyr. Herved dannes en fødekæde. Ved omsætninger i fødekæder frigives det organiske stofs energi gradvist som varme, og tilsidst er det hele brændt af. Ingen omsætning af energi er nemlig helt effektiv, og det er al solstrålings skæbne at blive omdannet til varme i den sidste ende.

Planter skal bruge andet end sollys for at kunne vokse. Planter bruger uorganiske stoffer fra omgivelserne som byggesten og danner derved organisk stof. Planter danner f.eks. proteiner, som er livsnødvendige for dyr. Planteædere bærer så rundt på nogle af stofferne resten af deres liv. Når dyret dør, starter forrådnelsesprocesser, og alle de uorganiske stoffer frigives og bliver igen tilgængelige for planter. Det er nødvendigt, at stofferne kommer i kredsløb, for at processerne kan fortsætte.

I den økologiske litteratur er der beskrevet teorier om naturlige økosystemer i ligevægts tilstande. Det klassiske system er udviklingen af en skov til et modent system, og der tales i sluttilstanden om et klimax samfund (Odum 1971).

Det, der karakteriserer kendskabet til naturlige ligevægts økosystemer, er, at der ikke er noget overskud af organisk stof, og at der er en tendens mod lukkede kredsløb for alle de indgående grundstoffer. Det, der udbydes som næringsgrundlag, vil også blive udnyttet af organismene. Med tiden vil organismene i økosystemerne optimere kredsløbsmulighederne, og ofte vil ligevægts økosystemer have en mangfoldig artssammensætning (høj diversitet).

I ligevægtstilstanden kan naturen fortsætte med at fungere, fordi den ikke skaber noget, den ikke kan bruge, og fordi den ikke bruger noget, den ikke kan få igen. Grundstoffer genanvendes normalt relativt hurtigt, og de indgår i kredsløb og ingenting bruges op, og der er intet affald. Solen kan opfattes som en i

praksis uendelig energikilde, der med organismernes hjælp sikrer de stofkredsløb, der er nødvendige, for at organismerne i det lange løb selv kan overleve under så stabile forhold som muligt.

Bevismaterialet for at økosystemerne overladt til sig selv udvikler sig mod modenhed, og stabilitet må siges at være svagt funderet. Det hænger sammen med, at virkelige eksperimenter vil være meget langvarige. En skov er mere end 100 år om at udvikle sig til et modent økosystem, og så lang tid her ingen forsøg varet. Til gengæld er der mange indicier på, at teorien kan forklare velkendte fænomener i naturen i sammenhæng. Indicierne, for at det forholder sig sådan, bygger på sammenstykning af mange forskellige undersøgelser, især af tropiske regnskove.

#### TIDSFAKTOREN ER AFGØRENDE FOR LIGEVÆGT I NATUREN.

Betragtes kloden som eet økosystem, der har udviklet sig i årmillioner, så er det ikke ligevægt, der er karakteristisk. Klodens levende organismer har gennem en evolutionær proces været med til at skabe sine egne fysiske og kemiske rammer. I løbet af ufatteligt mange år er atmosfærens ilt blevet opbygget gennem levende organismers aktivitet. Ustabiliteten i forholdene i biosfæren er åbenbar. En anden global ustabilitet kommer til udtryk i dannelsen fossilt kul og olie, der stammer fra døde planter og dyr, der engang havde en funktion i kulstofkredsløbet. Kul og oliereserverne repræsenterer et drøn i det globale kredsløb og udtrykker dermed netop, at der ikke har været nogen stabilitet. Logisk set kan optimister jo godt hævde, at da kul og olie er dannet gennem naturlige økologiske processer, så er der ingen principiel unatur i at hente de fossile ressourcer op af jorden og brænde dem af. Andre vil være bekymrede over, at samfundene på hundrede år brænder al den olie af, som er dannet gennem 500 millioner år, og sender stofferne ud i kredsløb igen. Eksemplet viser, at jorden er et system i udvikling, og spørgsmålet om ligevægt og lukkede kredsløb afhænger af, over hvilket tidsrum forholdene betragtes.

Vi kan konstatere, at en del af den energistrøm der fra solen

rammer jorden over årmillioner, bliver fastholdt i organisk stof, som med tiden omdannes til fossilt materiale. Der er altså ikke i det tidsperspektiv tale om en energibalance, hvor den indkomne stråling svarer til den udgående. I den korte tidsramme frygter mange videnskabsfolk, at konsekvenserne ved en fortsat afbrænding af fossilt brændstof fører til uoverskuelige klimaændringer. I det lys skal der en overordnet politisk målsætning til for energiforbruget, og den kan være, at den nuværende atmosfæriske sammensætning fastholdes. En bæredygtig målsætning kan være, at der over feks en 10 års periode sigtes mod en global energibalance. Indstrålet solenergi i denne periode skal svare til den energi, der stråler ud fra jorden. En konsekvens af en sådan målsætning er, at det fossile energiforbrug skal modsvares af en akkumulation af organisk stof (energi). Det kan ske på mange måder feks gennem opbygning af humus i jorden og gennem opbygning af vedmasse i skovene.

Kloden er et lukket system i forhold til stof, og i den forstand finder alle stoffer deres kredsløb. Problemet er, at en række stoffer kan findes i sådanne koncentrationer, at de optræder toksiske overfor levende organismer, eller stofferne kan accellerere naturlige processer, så de lokale livsbetingelser er utålelige for den samfundsmæssige udnyttelse. Diskussionen må handle om kvaliteten og udnyttelsesmulighederne i forhold til de forurenede økosystemer. En udvikling mod meget forurenede økosystemer, hvor kun få arter er tilpasset til at kunne leve, er sjældent holdbar, hvis der også skal opretholdes et acceptabelt samfundsudbytte af økosystemerne.

Vælger vi at betragte økosystem udviklingen over historisk tid, og vælger vi som udgangspunkt, at de nuværende klimatiske forhold skal bevares, så følger der nødvendigvis nogle overordnede målsætninger, der kan kobles til bæredygtighed.

Den første analogi målsætning handler om energistrømmen, hvor samfundsaktiviteterne ikke må bruge mere af den fossile energi, end der tilsvarende bliver fastholdt i den opbyggede biomasse.



Er det ikke tilfældet, vil f.eks. kuldioxidindholdet i atmosfæren stige. En sådan energibalance vil repræsentere en høj grad af bæredygtighed. Øget bæredygtighed vil opnås i den udstrækning, energiforsyningen i projektet er baseret på fornyelige ressourcer som vindkraft, biogas mv. Solenergien er en vedvarende energikilde, der ikke som afbrændingen af fossilt brændstof giver anledning til "løbske kredsløb". Almindelige energibesparelser vil også kunne medføre mere bæredygtighed, især hvis de kobles til en målsætning om lukkede kredsløb for de aktiviteter, der giver anledning til energibesparelser.

En anden analog målsætning drejer sig om lukkede kredsløb for de mobiliserede stoffer.

Bæredygtigheden vokser i den udstrækning produktionens og samfundenes stofkredsløb er lukkede. Lukkede kredsløb betyder, at projektet skal tilrettelægges, så alle involverede stoffer bliver bragt i kredsløb på en sådan måde, at stofferne kan bruges i produktion igen, uden at der sker ophobninger af affald.

En tredje målsætning handler om at fastholde sammenhængen mellem energi og stof.

Bæredygtigheden vokser, når energi og stof vurderes som fornyelig energi/ energibesparelse og stofcirkulation i sammenhæng. Genanvendelsesprocenten af stoffer må ses i relation til energiomkostningerne, så genanvendelse eller sikringen af totalt lukkede kredsløb skal afvejes i forhold til energiforbruget.

Disse målsætninger kan indbygges i forhold til nye projekter, og der metodisk belyses.

For eksempel kan et konventionelt landbrugs omlægning til økologisk drift undersøges på denne måde. Produktionen afgrænses og energistrømme og stofkredsløb kortlægges. Vedvarende energi og fossil energi effektiviteter kan beregnes ligesom stofkredsløbenes omfang. Ved at sammenligne med andre landbrugssystemer og viden om historiske landbrugssystemer og sammenholde med de skitserede målsætninger kan grader af bæredygtighed identificeres. (Andersen 1990)

Udviklingen i energi out-put og in-put i dansk landbrug er beregnet i perioden 1936 - 1990, og bæredygtigheds mål er

opstillet (Schroll 1994).

Planternes energiopbygning og den mængde solenergi, som er anvendt til at fordampe vand fra planterne, er beregnet for forskellige økosystemer. Denne metode repræsenterer et eksempel på kombination mellem energi og stof. (Giampietro 1992)

#### KONSEKVENSER FOR PROJEKTNIVEAUET.

I forhold til projekter fører disse målsætninger for økologisk bæredygtighed til, at det må påvises, at projektets samlede omsætning af energi og råstoffer har et omfang, så det bedre end tilsvarende projekter kan dække de opstillede behov, uden at mindske mulighederne for at næste generation kan få dækket deres behov. Ved at analysere energi og stof forhold for det enkelte projekt skabes en forudsætning for at kunne vurdere disse aspekter af bæredygtighed.

I praksis vil en økologisk miljøanalyse starte med en afgrænsning af et for vurderingen passende areal, der kan defineres som et økosystem. Afgrænsningen er ikke altid simpel, men princippet må være, at den indkapsler væsentlige energetiske og stofflige træk ved aktiviteten. Afgrænsningen skal sikre, at energiforbruget ved udvikling og transport af energiråstofferne kan medregnes, ligesom stofemissionernes lokale, regionale og globale bidrag kan vurderes. Der skal således være tal for energiflowet i økosystemet, materialekredsløb i økosystemet, og det inkluderer i passende omfang kendskab til samfundsaktiviteter og naturforhold indenfor det afgrænsede område. Overkommeligørelsen af arbejdet sker ved at prioritere de kvantitativt vigtigste processer i økosystemet, og vurdere det kommende projekts bidrag til disse.

Energetiske og stofflige forhold er idag en mere eller mindre integreret del af analysen af mange projekter, men ofte er der væsentlige begrænsninger i analyserammerne.

Drejer det sig f. eks. om en planlagt konventionel kraftværksenhed, er det normalt at analysere energieffektivitetsmål og inkludere beregninger over stofflige emissioner ved anvendelse af forskellige brændsler. På den baggrund kan der udvikles et

baggrundsmateriale, som giver mulighed for at vurdere den mest bæredygtige kraftværksenhed. Potentielle fyringsråstoffer kan overvejes ud fra bæredygtighedsmålsætninger. Ud fra energimålsætningen er affald og halm mere vedvarende energikilder end kul, olie og gas og med energinyttebetragtning må biobrændsler foretrækkes, og kraftværksteknikken indrettes herpå. Brugen af halm er dog ikke uden videre bæredygtig, idet der ud over energibetragtningerne også må analyseres på produktionen af energiråstoffet halm. Overskudsproduktionen af halm i landbruget hænger ikke umiddelbart sammen med en bæredygtig landbrugsproduktion med lukkede stofkredsløb. Den diskussion hører også med i overvejelserne om den bæredygtige kraftværksproduktion.

Gennem afgrænsningen til et kraftværkprojekt sættes snævre rammer for bæredygtighed, idet udgangspunktet tvinger bæredygtigheds-overvejelserne til at koncentrere sig om at forbedre den traditionelle kraftværksteknologi. Elektricitet og varme kan frembringes med alternativ teknologi byggende på solenergi, og i forhold til energimålsætningen drejer det sig så om en mere bæredygtig produktion.

Det økologiske udgangspunkt kan bruges som et ordnende princip i forhold til de enkelte aktiviteter i samfundet, og belyse det kvantitative omfang af de energistrømme og stofstrømme, der mobiliseres i naturen og i de menneskeskabte samfund.

## VURDERINGSPERSPEKTIVER MED ØKOLOGISKE METODER.

Udviklingstendenserne i miljøreguleringen er i stigende grad rettet mod at begrænse alle udledninger. Mange forskellige økologisk orienterede metoder står til myndighedernes rådighed i forhold til forudsigelse af projekters naturbelastning. Nogle metoder er præciseret ud fra økologiske analogier, og de kan indrages i vurderinger, når der skal prioriteres.

I praksis er myndighedernes opgave meget bundet, når det drejer sig om at miljøvurdere projekter, idet ressourcer og tid og viden

sjældent tillader omfattende undersøgelser. I de fleste tilfælde, hvor konkrete VVM analyser skal foretages, er der mange sandsynlige virkninger, og arbejdet med at belyse dem er uendeligt. Begrænsede ressourcer nødvendiggør prioriteringer i arbejdet med at identificere alle et projekts potentielle påvirkninger. Når der med et givet projekt og dets omgivelser er beskrevet nogle årsags virkning sammenhænge, resterer det stadig at fastslå, hvad der er væsentlige virkninger, som det er vigtigt at forebygge og regulere. Følgende metoder kan systematisere og forbedre prioriteringen ved udvælgelse af væsentlige problemer;

-       kvantitative forhold.

Indebærer projektet væsentlige ændringer i de energetiske og stoflige forhold? Projektets forventede bidrag til energistrøm og stofstrøm analyseres og sættes i relation til de samlede energi og stofstrømme i det danske samfund inklusiv de naturlige energi og stofstrømme. Eksisterende data anvendes, og behov for flere oplysninger udfyldes efterhånden, som de erkendes. En samfunds/natur beskrivelse af væsentlige energi og stofstrømme må have en høj prioritet.

Medfører et projekt store kvantitative ændringer i forhold til omgivelserne er det rimeligt at foretage en miljøvurdering.

-       Farligheden.

Potentielle eksperimentelle metoder er omtalt, men i dansk praksis foretages sjældent særlige undersøgelser. For kendte miljøfarlige stofudledninger har miljøreguleringen efterhånden en så lang historie, at kvalitativt betydende forureninger er blevet reguleret gennem kravværdier. Kravværdierne udtrykker ikke nødvendigvis en naturvidenskabelig begrundet sikkerhed, men siger noget om, hvad samfundet på et givet tidspunkt kan acceptere af belastning af omgivelserne. I en miljøvurdering kan det beregnes, om disse kravværdier overskrides med projektet, og i givet fald er det rimeligt at tale om en væsentlig påvirkning.

-       Erfaringer med særligt følsomme økosystemer.

Ser man alene på naturen ud fra de traditionelt kvantificerbare størrelser som energi og stof, reduceres naturen, og man overser let, at der i naturen lever forskellige arter, der er tilpasset hinanden i "biologiske samfund". Vurderinger af særligt følsomme økosystemer skal imødegå denne reduktionisme. Særligt følsomme økosystemer er ikke noget præcist begreb, men bygger i høj grad på erfaringer om økosystemers modstandsdygtighed overfor påvirkninger. Vil de eventuelle målsætninger, der er opstillet for danske økosystemer, kunne opretholdes med et gennemført projekt?

- Miljøbekymring i offentligheden.

Miljøbekymring i offentligheden skal opsamle den erfaring, at viden om miljøproblemerne til stadighed øges og ofte med det resultat, at nye stoffer og nye problemstillinger bliver relevante i en miljøregulering. Da der er en væsentlig forsinkelsestid, inden forskningsresultater bliver frembragt, kan miljøbekymringen i befolkningen i en sådan usikkerhedssituation være en indikator på et projekts signifikant påvirkninger af naturen. De metoder, der kan belyse befolkningens miljøbekymring hører til indenfor den sociologiske sfære, og de har en anden karakter end biofysiske parametre, men miljøbekymring er i høj grad baseret på tolkninger af økologisk viden.

## REFERENCER TIL DEL III.

- Andersen 1990. Med flere. Økologisk landbrug - planlægning og miljø. Forskningsrapport serien nr 16. TEK-SAM Forlaget
- Begon 90. Et al.. Ecology, Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications.
- Bekendtgørelse 1989. Om anvendelse af slam, spildevand og kompost m.v. til jordbrugsformål. Miljøministeriets Bekendtgørelse nr 736 af 26.10.
- Gianpietro, M., Cerretelli, G. and Pimentel, D., 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management: Human return and sustainability. Agric.Ecosystems Environ., 38: 219-244
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. og Svendsen, H., 1990. DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen A10. 272 pp
- Landbrugsministeriet 1991. Handlingsplan for en bæredygtig udvikling i landbruget. Redegørelse
- Miljøprojekt 1992. Økotoxikologisk vurdering af industrispildevand. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr 188.
- Miljøstyrelsen 90. Vandmiljø - 90. Redegørelse nr 1. Miljøministeriet.
- NOAHs Emneserie nr.2: Energi og udvikling i økosystemer. NOAHs Forlag. Studiestræde 24. 1555 København K. 1973

#### DEL IV : METODER ANVENDT I MILJØVURDERINGER.

---

Odum 1971. Fundamentals of Ecology. W.B.Saunders Company.

Poulsen 1992. M. fl.. Storebæltets forbindelse og nullosættelse. Vand & Miljø nr 6. 9. Årgang.

Regeringens Handlingsplan 1988. Opfølgning af anbefalinger i rapporten fra Verdenskommissionen om Miljø og Udvikling og i FN's miljøperspektiv til år 2000.

Schroll 1983. Vandøkotoikologiens Historie. RUC/TEK-SAM Forlag. 177 pp

Schroll 1989. Miljøanalyse af produktionen i Horsens. Forskningsrapportserie nr 9. TEK-SAM Forlaget.

Sørensen, L. 1993. Environmental Planning and Uncertainty. Licentiaafhandling. Institut for Matematisk Statistik og Operationsanalyse. DTH. 126 pp

Vejledning fra Miljøstyrelsen 1983. Vejledning i recipientkvalitetsplanlægning. Del I Vandløb og søer. Del II Kystvande. Vejledning nr 1 og 2. Miljøstyrelsen.

Vejledning fra Miljøstyrelsen 1990. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Nr 6. Miljøministeriet.

World Bank 1991. Environmental Assessment Sourcebook. Vol I, Policies, Procedures, and Cross-Sectoral Issues. Vol II, Sectoral Guidelines. Vol III, Guidelines for environmental Assessment of Energy and Industry Projects, Environment Department. Technical Paper number 139, 140, 154.